

ANÁLISIS DE LA REFLECTIVIDAD ESPECTRAL DEL SUELO EN LA CONTAMINACIÓN POR PURINES PROCEDENTE DE LA GANADERÍA INTENSIVA

SOIL SPECTRAL REFLECTIVITY ANALYSIS OF SLURRY POLLUTION FROM INTENSIVE LIVESTOCK FARMING

Raúl García Valero¹, Mistral Van Oudenhove², Pedro Pérez Cutillas³

Recibido: 23/01/2023 · Aceptado: 24/03/2023

DOI: <https://doi.org/10.5944/etfvi.16.2023.36672>

Resumen

El sector porcino en España representa el 14% de la producción total agraria, siendo un sector de gran importancia en la economía nacional. Pero las explotaciones de ganadería intensiva suponen un riesgo para la salud pública y el medio ambiente. Las pérdidas de nitratos por lixiviación provenientes del vertido de purines a las aguas superficiales y subterráneas se han convertido en un grave problema medioambiental en la actualidad. En este trabajo se analizaron mediante técnicas de teledetección un conjunto de imágenes del satélite Sentinel-2 para analizar la reflectividad de los vertidos de purines. Se emplearon imágenes de periodos estivales e invernales entre los años 2015 y 2022 para caracterizar la respuesta espectral de dos parcelas, una de vertidos de purines y otra de control. Los resultados obtenidos mostraron cambios significativos en la humedad y cobertura del suelo, que podrían estar relacionadas al vertido de purines. Sin embargo, estos datos no están exentos de incertidumbre, los cuales podrían estar influenciados por las diferencias en la estructura, textura y composición de los suelos, por los fenómenos climáticos, así como por las características de las imágenes de satélite utilizadas (frecuencia de captura y resolución espacial-espectral del sensor). A pesar de estas limitaciones, se ha podido observar un mayor rango espectral en la parcela de vertidos durante los meses de verano respecto al invierno debido a las diferencias de humedad captadas en el espectro de infrarrojo medio (SWIR).

-
1. Departamento de Geografía (Universidad de Murcia); raul.garciav1@um.es
 2. Departamento de Geografía (Universidad de Murcia); mistralaugustjozef.van@um.es
ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-3370-2111>
 3. Departamento de Geografía (Universidad de Murcia); pedrope@um.es
ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1271-3895>

Palabras clave

Teledetección; Sentinel-2; sector porcino; nitratos; contaminación del suelo

Abstract

The Spanish swine industry contributes 14% of the entire agricultural production, being a significant component of the national economy. However, intensive livestock farms involve a risk to environmental and public health. Nitrate leaching losses from slurry discharge to surface and groundwater have become a severe environmental problem nowadays. This study used remote sensing techniques to analyze a collection of Sentinel-2 satellite images to evaluate reflectivity of slurry discharges. Summer and winter period images from 2015 to 2022 were used to determine the spectral response of two plots, one of the slurry discharges and another one of the control plots. The acquired results showed significant changes in soil moisture and land cover, which could be related to the slurry discharge. Although, these data are not exempt from uncertainty, which could be affected by differences in soil structure, texture and composition, by climatic phenomena, as well as by the characteristics of the satellite images used (capture frequency and spatial-spectral resolution of the sensor). Despite the limitations, it proved that variations in the discharge plot show a greater spectral change in the summer months than in winter due to the differences in humidity detected in the mid-infrared spectrum (SWIR).

Keywords

Remote sensing; Sentinel-2; swine industry; nitrates; soil pollution

.....

1. INTRODUCCIÓN

Según la Organización de las Naciones Unidas (2019) la población mundial alcanzó los 5.000 millones de personas a finales del siglo pasado, y se prevé un aumento hasta alcanzar los 9.700 millones de personas en el año 2050, estimándose unos 11.000 millones para 2100. Este crecimiento de la población, el cambio en los hábitos de consumos y la globalización, han incrementado la demanda y el comercio internacional de productos alimenticios. Es por ello, que durante las últimas décadas del siglo XX la ganadería ha pasado a ser uno de los sectores productivos de mayor desarrollo y relevancia en nuestra sociedad (Sineiro y Lorenzana, 2008). Destacando la cantidad de animales, centros de explotación, y el volumen de negocio logrado por el sector porcino, actualmente se sitúa como uno de los productos de mayor consumo a nivel mundial (Errecart *et al.*, 2015). Gracias al nuevo modelo de ganadería intensiva, España se convirtió en el año 2020 en el primer exportador de carne de cerdo en el mundo con cerca de 17,5% del total (Clar, 2022).

El gran peso de las exportaciones sitúa al sector cárnico como el sector de mayor importancia dentro de la industria de alimentación y bebidas, facturando más de 28.000 millones de euros en 2020 y suponiendo el 22,2% de todo el sector alimentario nacional; ubicando a la industria cárnica en el cuarto lugar de los sectores industriales (Asociación Nacional de Industrias de la Carne de España [ANICE], 2021). Sin embargo, la industrialización de la ganadería ha tenido consecuencias negativas en la sociedad rural, que históricamente ha dependido socioeconómicamente y laboralmente del sector agrario. La desaparición de numerosas explotaciones ganaderas familiares incapaces de competir con el nuevo modelo de ganadería industrial, y la concentración de este en áreas cercanas a los núcleos de consumo, han sido unos de los factores más importantes de la crisis de la ganadería tradicional (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2020). Según un informe de Ecologistas en Acción (2021), la ganadería intensiva porcina favorece a los procesos de despoblación rural, donde el 74% de los municipios con alta carga porcina pierden más población que los municipios con poca o ninguna actividad en este sector.

Por otro lado, la evolución del modelo ganadero intensivo, que premia la eficiencia a cambio de reducir el área requerida para su producción, ha incrementado y concentrado su impacto en el medio ambiente, principalmente en forma de emisiones de amoníaco a la atmósfera y de nitratos a las aguas subterráneas (Piñeiro y Montalvo, 2005); llegando a ser la responsable del 81% de la aportación de nitrógeno agrícola a los sistemas acuáticos (Westhoek *et al.*, 2015). Además, se han constatado efectos perjudiciales en la salud pública asociados a la contaminación de los recursos hídricos, problemas respiratorios o transmisión de enfermedades zoonóticas (Gago Gutiérrez, 2022).

Históricamente Cataluña fue la comunidad autónoma con mayor concentración de ganadería intensiva, pero los graves problemas de contaminación por nitratos provocaron que la Generalitat actuara frenando su crecimiento, dando lugar al aumento de estas granjas en territorios con menor vigilancia o requisitos, como pueden ser Aragón o la Región de Murcia (Datista, 2021). Según Coma y Bonet (2005) la problemática medioambiental de la producción ganadera en general, y

del sector porcino en particular, se debe a tres factores: i) La explotación ganadera se ha desligado de la explotación agrícola; ii) El censo porcino ha aumentado significativamente durante los últimos años, mientras que la superficie agraria útil ha ido disminuyendo; iii) El tamaño medio de las explotaciones ganaderas ha aumentado considerablemente.

La principal fuente de contaminación proviene de los desechos de los animales, denominados purines. El purín es la mezcla de excrementos sólidos y líquidos de los animales que por lixiviación es arrastrado de manera descendente en el perfil del suelo. En España se vierten en torno a 60 millones de toneladas anuales de purines de cerdo cuya concentración en nitrógeno es 40 veces superior al de las aguas residuales (Quispe *et al.*, 2014), provocando cambios en el suelo en grandes áreas, incrementando el pH, aportando nutrientes y materia orgánica y disminuyendo la movilidad de los metales (Jiménez Ortiz *et al.*, 2019). Por su composición química, suelen ser aprovechados con cierto éxito como fertilizantes en las tierras de cultivo próximas a la explotación ganadera (Christenson y Serre, 2015; Quemada *et al.*, 2020), aunque la alta concentración está provocando graves problemas de contaminación por nitratos en las aguas subterráneas, ya sea por el inadecuado aprovechamiento para la agricultura o por su incorrecto tratamiento de depuración (Fernández, 2007; Ayub *et al.*, 2019).

Los purines pueden ingresar al medio ambiente a través de fugas o desbordamientos en las lagunas de almacenamiento del estiércol, así como por escorrentía tras la aplicación de estos desechos a los campos agrícolas (Aneja *et al.*, 2003). Debido a que los sistemas acuáticos subterráneos son de gran sensibilidad, la Unión Europea ha considerado la contaminación por nitratos uno de los factores de riesgo más importantes para la salud humana. Como medida para controlar y reducir la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de origen agrario, la Unión Europea promulgó en 1991 la Directiva 91/676/CEE sobre nitratos. En ella se obliga a los estados miembros a determinar las aguas afectadas por contaminación y aquellas que podrían verse afectadas, estableciéndose como aguas contaminadas las que superaran los 50 mg/l de nitratos. Además, se establece la necesidad de designar zonas vulnerables a todas las superficies cuya escorrentía fluya hacia las aguas contaminadas o que podrían ser contaminadas. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos por paliar la contaminación por nitratos en la Unión Europea tras la implantación de la directiva 91/676/CEE, la evolución de aguas subterráneas contaminadas por nitratos ha ido creciendo en los últimos años. La mayoría de los estados miembros han experimentado un incremento en la cantidad de aguas subterráneas que superaban los 50 mg/l en el periodo 2016-2019 con respecto al periodo 2012-2015, situándose España por encima de la media europea (CE, 2021).

Como respuesta a este aumento del nivel de nitratos en los recursos hídricos, el gobierno español promulgó el 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. Dicho Real Decreto tiene como objetivo intensificar los criterios para considerar las aguas afectadas por nitratos y reducir la contaminación de estas. Así, pasarían a considerarse afectadas por nitratos las aguas superficiales continentales que presenten una concentración de nitratos superior a 25 mg/l. En cuanto a las aguas subterráneas, se consideran afectadas por nitratos aquellas que presenten una

concentración superior a 37,5 mg/l. Según el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITERD] (2022), el 22% de las masas de agua superficial y el 23% de las aguas subterráneas se encuentran afectadas por alto contenido en nitratos. Las zonas vulnerables alcanzan el 24% de la superficie total de España y se estima que con el nuevo Decreto 47/2022 alcancen el 50% de la superficie. A esto se une, que el origen del agua para el consumo humano proviene en un 30,9% de aguas subterráneas (INE, 2018), por lo que una parte importante de la población depende de la calidad de estas aguas para mantener buenos niveles de calidad de vida. Son numerosos los estudios que relacionan problemas de salud pública asociados a altas concentraciones de nitratos, constatándose que un consumo de agua con un contenido de nitratos por encima de los 5 mg/l puede provocar un aumento del riesgo de padecer cáncer de tiroides, la aparición de metahemoglobinemia o síndrome del bebe azul entre otras enfermedades (Ward *et al.*, 2010).

Por lo tanto, el desarrollo de protocolos de seguimiento y control de los vertidos provenientes de estas actividades ganaderas se hace necesario. En este sentido, la teledetección se presenta como una herramienta de bajo coste, con ventajas de visión global, observación de información en regiones no visibles del espectro, observación a distintas escalas, y homogeneidad en la adquisición de los datos (Martínez y Martín, 2010). La existencia de grandes catálogos de imágenes de satélite de diversas fuentes, facilitan el estudio y vigilancia de la contaminación por parte de las granjas industriales, las cuales son difíciles y costosas de analizar físicamente (Ben *et al.*, 2021). La teledetección ha contribuido el avance de técnicas de análisis de imágenes mediante la identificación de aguas subterráneas contaminadas (Cárdenas *et al.*, 2021); a la identificación de la distribución potencial de riesgo por la presencia de ganaderías intensivas y su degradación en el medio ambiente (Martín *et al.*, 2018); al análisis e identificación de construcciones no permitidas de ganadería industrial y modificaciones del hábitat (Ben *et al.*, 2021); o al análisis de los efectos que la contaminación puede tener en la vegetación para identificar vertidos ilegales (Silvestri y Omri, 2007).

No obstante, el estudio de los procesos de contaminación provocado por los purines mediante imágenes de satélite no está exento de dificultades. En diversos estudios, se observaron problemas con la detección de los nitratos debido a las diferencias en el grado de intensidad del vertido en diferentes parcelas, y a la variación en la estructura del suelo, que puede afectar al comportamiento de lixiviación (Witheerirong *et al.*, 2011). Factores climáticos como la presencia de nubes o nieve, también pueden dificultar su análisis (Ben *et al.*, 2021); así como, la variabilidad en la frecuencia del vertido, que afecta a los resultados pudiéndose subestimar los datos obtenidos (Mallin y McIver, 2018). Otro notable inconveniente está relacionado con el detalle de las imágenes, por lo que, la resolución espacial del sensor juega un papel fundamental, debido a que la falta de definición de la imagen impide una correcta detección de las características morfológicas de la superficie del terreno (Yuping *et al.*, 2009). Otra importante limitación se produce en el estudio de la contaminación en profundidad (Capa-Camacho *et al.*, 2022), la cual necesita mediciones de apoyo como las aportadas por las tomografías eléctricas que son capaces de identificar las regiones del subsuelo afectadas por la infiltración de purines.

Atendiendo a la complejidad de lo expuesto, y a la dificultad de relacionar la respuesta de los nitratos mediante análisis espectrales, nuestra hipótesis de trabajo se basa en la posibilidad de detectar las transformaciones en el suelo derivadas por los vertidos de purines, que principalmente se producen por el cambio de color y textura de la superficie del terreno, así como por la variación de la vegetación espontánea que aparece en las parcelas, lo cual pueden ser diferenciados mediante análisis multi-espectral. Por lo que una menor variabilidad en la respuesta espectral se relaciona con el aporte de vertidos, debido a que la superficie de la parcela se homogeneiza proporcionando una menor respuesta en la mayoría de las longitudes de onda. El principal objetivo de este trabajo se centra en analizar imágenes del satélite Sentinel-2 con el fin de evaluar la variación de la reflectividad emitida en presencia de vertido de purines. También se han propuesto otros objetivos específicos, como examinar la evolución temporal de la cobertura de la parcela afectada por los vertidos de purines mediante la interpretación de las firmas espectrales asociadas a la vegetación y el suelo; así como determinar el efecto de diferentes factores ambientales como la humedad provocada por el vertido de purines en la parcela, y su evolución en diferentes periodos estacionales.

2. 2. METODOLOGÍA

El área de estudio está ubicada en la localidad de Cancarix, perteneciente al municipio de Hellín en la provincia de Albacete (Comunidad de Castilla la Mancha). Pertenece a un clima estepario seco, con una temperatura media de 15,7°C, con unas máximas y mínimas de 33,2°C y 2,5°C respectivamente. Las precipitaciones anuales rara vez superan los 320 mm, siendo las más abundantes en primavera y otoño (Álvarez *et al.*, 2014). La actividad rural se dedica básicamente a la agricultura, predominando los cultivos de cereal, almendro y la vid, y una gran importancia por el ganado porcino, caprino y ovino. Los análisis se han realizado en dos parcelas sin cultivar y de similares características, localizadas a una distancia de 1200 metros entre ambas. La parcela 1 (vertido), está compuesta por calizas, dolomías y margas, la cual está recibiendo vertidos de purines al menos desde 2015; mientras que la parcela 2 (control) formada por gravas, conglomerados, arenas y limos, no ha sido utilizada como zona de vertido de purines, y desde 2015 no ha tenido ninguna actividad agrícola (Figura 1).

Las imágenes empleadas para este estudio provienen del satélite Sentinel-2, satélite perteneciente al programa *Copernicus* (<https://sentinels.copernicus.eu>) de observación terrestre desarrollada por la Agencia Espacial Europea (ESA). La misión Sentinel-2 está formada por dos satélites gemelos, Sentinel-2A y Sentinel-2B, lanzados en 2015 y 2017, que orbitan con un desfase de 180° entre sí y que permiten disponer de imágenes con una frecuencia de 5 días. A su vez, las imágenes Sentinel-2 están compuestas por 13 bandas multispectrales que operan desde el visible hasta el infrarrojo de onda corta (SWIR) a diferentes resoluciones que van desde los 10m a los 60m por pixel (ESA, 2023).

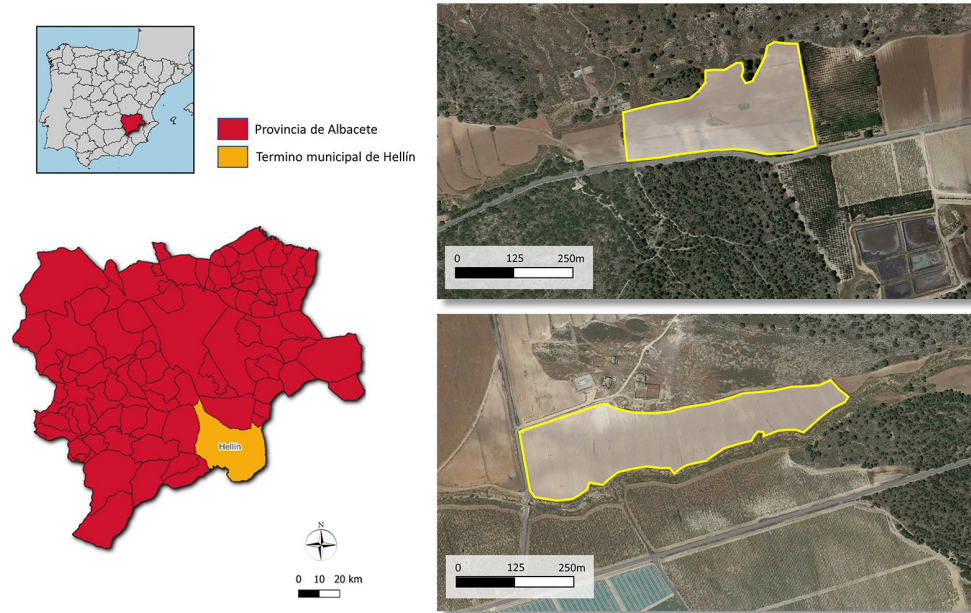


FIGURA 1. LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO. IMAGEN SUPERIOR DERECHA: PARCELA DE VERTIDO; IMAGEN INFERIOR DERECHA: PARCELA DE CONTROL

Los procedimientos de análisis de las imágenes se han llevado a cabo mediante la aplicación *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP) de código abierto y libre acceso instalado en el Sistema de Información Geográfica QGIS (Congedo, 2016). Las imágenes Sentinel-2 se descargaron ortorectificadas y con niveles de reflectancia por encima de la atmósfera (TOA), mediante el servidor *Copernicus* de la ESA de acceso gratuito a través del complemento SCP. Se localizaron imágenes con un rango de fechas dentro del periodo 2015 hasta 2022 con una cobertura de nubes inferior al 10%. Para realizar el análisis de las imágenes se dividieron en dos grupos según la estacionalidad, (verano e invierno), para contrastar las diferencias entre la parcela 'vertido' y parcela 'control' según el periodo del año. Se obtuvieron 7 imágenes para cada estación en los meses de enero y julio (Tabla 1).

TABLA 1. FECHAS DE CAPTURA DE LAS IMÁGENES EMPLEADAS PARA EL ANÁLISIS DE REFLECTIVIDAD ESPECTRAL

VERANO		INVIERNO	
Periodo	Fecha	Periodo	Fecha
1	06/07/2015	1	12/01/2016
2	10/07/2016	2	16/01/2017
3	10/07/2017	3	21/01/2018
4	05/07/2018	4	26/01/2019
5	10/07/2019	5	11/01/2020
6	19/07/2020	6	05/01/2021
7	19/07/2021	7	20/01/2022

El análisis estadístico zonal se elaboró mediante el paquete de estadística en el programa QGIS. Mediante estos cálculos se obtuvieron los valores espectrales dentro de zonas definidas, tomando los valores de reflectancia de cada pixel para obtener el valor promedio y la desviación estándar para cada banda espectral en ambas parcelas. Por último, la variabilidad de la respuesta espectral de cada una de las parcelas se determinó mediante el cálculo de la diferencia de los valores de reflectividad del valor promedio de ambas superficies. Debido a que los valores de reflectividad obtenidos para cada una de las longitudes de onda se encuentran en rangos de valores muy diferentes, estos fueron normalizados para poder ser comparados. Una comparación pormenorizada orientada a la fecha de captura de las imágenes proporciona una perspectiva sintética de las diferencias en las reflectividades en ambas parcelas. Para ello, se elaboraron diagramas de cajas (*box plot*) mostrando la diferencia entre las parcelas ‘vertido’ y ‘control’ aplicando el conjunto de valores de reflectividad normalizados para todas las bandas en una misma fecha. Por lo tanto, una caja más ancha representa una mayor heterogeneidad de información espectral, permitiendo una mejor discriminación de los cambios entre parcelas. Los datos obtenidos que representan valores positivos, muestran una mayor reflectividad de la parcela ‘vertido’ respecto a los de la parcela ‘control’; mientras que los valores negativos describen una mayor reflectividad en los valores de la parcela ‘control’ que los obtenidos en la parcela ‘vertido’.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. ANÁLISIS DE LA RESPUESTA ESPECTRAL DE LAS PARCELAS

La respuesta espectral de las parcelas analizadas mostró un patrón diferente en cada uno de los periodos estacionales establecidos para el estudio (verano e invierno). El periodo estival frente al invierno, presentó una mayor reflectividad en todas las longitudes de onda, excepto las correspondientes a las bandas 9 y 10 (Figura 2), cuyos valores están relacionados con el contenido de humedad (Basterrechea *et al.*, 2021).

En relación a la reflectividad observada en la parcela ‘vertido’, la temporada de verano mostró unos valores muy similares en todos los años del periodo analizado para las bandas 1 (*Aerosol*), 2 (*Azul*), 3 (*Verde*) y 10 (*Cirrus*). El resto de bandas, presentaron una mayor heterogeneidad en los datos de las distintas fechas, siendo las de menor reflectividad los años 2015 y 2016 mientras que los siguientes años (2017 y 2018) proporcionaron el mayor rango de emisividad en la mayoría de las longitudes de onda. La parcela ‘control’ en el periodo de verano, presentó un patrón similar, pero determinó un mayor rango de reflectividad en todas las bandas. Este resultado permite interpretar que el aporte de purines a la parcela ‘vertido’ minimiza la respuesta espectral con una mayor homogeneidad a lo largo del periodo de estudio (Figura 2). Las mayores diferencias respecto a la parcela ‘control’ se aportaron en las bandas 6, 7 (*Red Edge 2 y 3*) 8 y 8A (*NIR*), correspondientes a las longitudes de onda que mayor correlación presentan con la respuesta de vegetación.

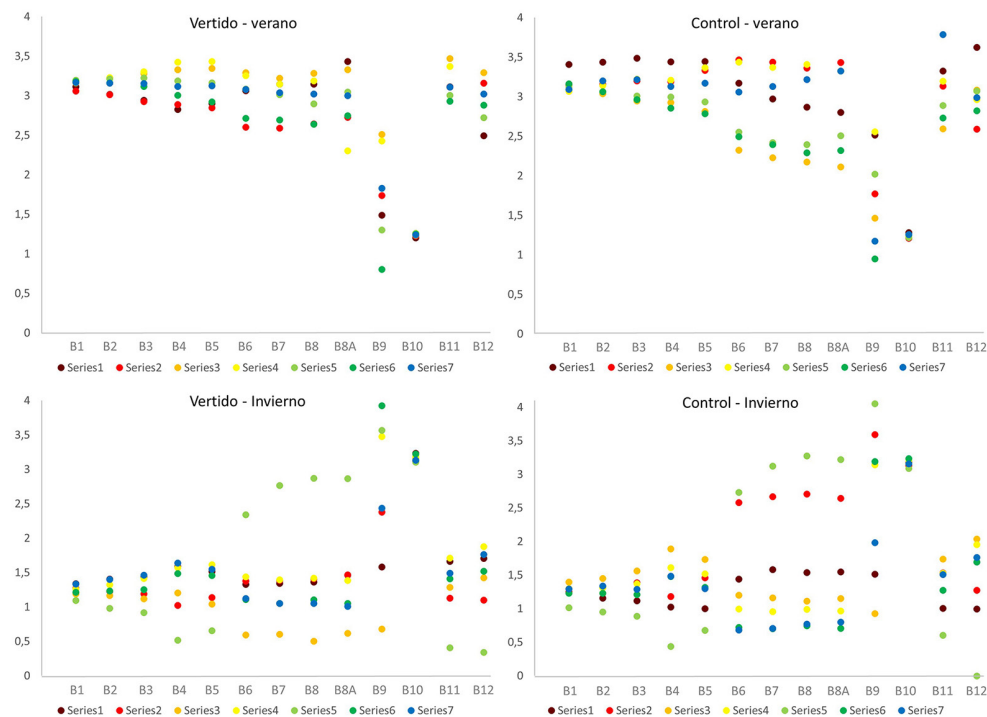


FIGURA 2. VALORES DE REFLECTIVIDAD NORMALIZADOS (EJE VERTICAL) PARA CADA UNA DE LAS BANDAS DEL SATELITE SENTINEL-2 (EJE HORIZONTAL). BANDA 1 (AEROSOL), BANDA 2 (AZUL), BANDA 3 (VERDE), BANDA 4 (ROJO), BANDA 5 (RED EDGE 1), BANDA 6 (RED EDGE 2), BANDA 7 (RED EDGE 3), BANDA 8 (NIR 1), BANDA 8A (NIR 2), BANDA 9 (VAPOR DE AGUA), BANDA 10 (CIRRUS), BANDA 11 (SWIR 1), BANDA 12 (SWIR 2). LAS SERIES REPRESENTAN LAS FECHAS DE CAPTURA DE LAS IMÁGENES ANALIZADAS. SERIE DE VERANO: SERIE1 (06/07/2015), SERIE2 (10/07/2016), SERIE3 (10/07/2017), SERIE4 (05/07/2018), SERIE5 (10/07/2019), SERIE6 (19/07/2020), SERIE7 (19/07/2021). SERIE DE INVIERNO: SERIE1 (12/01/2016), SERIE2 (16/01/2017), SERIE3 (21/01/2018), SERIE4 (26/01/2019), SERIE5 (11/01/2020), SERIE6 (05/01/2021), SERIE7 (20/01/2022)

Los resultados obtenidos en la temporada de invierno también mostraron un patrón similar en ambas parcelas, con menor diferencias a las encontradas en la época de verano. En este caso, son las bandas 4 (Rojo) y 11 - 12 (SWIR) las que mayores diferencias presentan entre las parcelas 'vertido' y 'control' (Figura 2). Este efecto se puede relacionar con la mayor reflectividad de las longitudes de onda asociadas a la respuesta del suelo desnudo (Norouzi *et al.*, 2021), lo cual se manifiesta en mayor medida en inviernos de escasa precipitación (CHS, 2023). Desde el punto de vista de la variación temporal, se observa una mayor similitud entre ambas parcelas que la registrada en la temporada estival. Solo los inviernos de 2017 y 2020 en la parcela 'control' y el invierno de 2020 en la parcela 'vertido' mostraron valores más amplios de reflectividad en las bandas 6, 7 (Red Edge) 8 y 8A (NIR). Esta particularidad se explica por la alta precipitación recibida en los meses previos a enero de 2017; y sobre todo a lo largo de los meses de octubre de 2019 a mayo de 2020, registrándose durante este periodo en las estaciones pluviométricas de Jumilla (Murcia) y Minateda (Albacete), próximas a la zona de estudio, precipitaciones de 280 mm y 363 mm, respectivamente (CHS, 2023). Estos episodios de lluvias pudieron propiciar un elevado crecimiento de la vegetación espontánea, propiciando el efecto de la alta emisividad de la vegetación, captada por las longitudes de onda del Red Edge y NIR (Mallin & McIver, 2018).

3.2. VARIABILIDAD ESPECTRAL DE LAS PARCELAS

3.2.1. Comparación de la respuesta espectral en el periodo de verano

En la tabla 2, se muestran las diferencias normalizadas de los valores de reflectividad entre las parcelas ‘vertido’ y ‘control’ para cada una de las bandas multiespectrales en los de periodos de verano.

TABLA 2. DIFERENCIAS EN LOS VALORES NORMALIZADOS DE REFLECTIVIDAD PARA LAS PARCELAS EN EL PERIODO DE VERANO

BANDAS ESPECTRALES	06/07/2015	10/07/2016	10/07/2017	05/07/2018	10/07/2019	19/07/2020	19/07/2021
Banda 1 (<i>Aerosol</i>)	-1,711	-0,480	-0,825	1,169	0,311	0,244	0,845
Banda 2 (<i>Azul</i>)	-1,274	-1,071	-0,274	0,432	1,046	0,950	-0,356
Banda 3 (<i>Verde</i>)	-1,081	-1,285	-0,244	0,069	1,094	0,967	-0,601
Banda 4 (<i>Rojo</i>)	-1,238	-1,416	-0,437	-0,109	0,805	0,599	-0,738
Banda 5 (<i>Red Edge 1</i>)	-0,866	-1,513	-0,175	-0,476	0,970	0,708	-0,998
Banda 6 (<i>Red Edge 2</i>)	0,305	-1,017	0,337	-0,583	0,984	0,809	-0,831
Banda 7 (<i>Red Edge 3</i>)	0,435	-0,870	0,456	-0,635	0,968	0,803	-1,004
Banda 8 (<i>NIR 1</i>)	0,348	-0,785	0,579	-0,680	0,957	0,733	-1,247
Banda 8A (<i>NIR 2</i>)	0,492	-0,648	0,804	-0,594	-0,509	0,864	-1,395
Banda 9 (<i>Vapor de agua</i>)	-0,039	-0,610	0,491	-0,196	0,711	0,666	-0,748
Banda 10 (<i>Cirrus</i>)	-0,310	-0,508	0,046	-0,186	0,851	0,054	-0,336
Banda 11 (<i>SWIR 1</i>)	-1,561	-0,410	0,844	0,156	0,680	0,320	-2,298
Banda 12 (<i>SWIR 2</i>)	-2,388	-0,239	-0,021	0,472	1,784	-0,290	-0,338

Las diferencias de reflectividades para el periodo de verano, mostraron que el periodo estival de 2015 proporcionó los valores de reflectividad con mayor variabilidad (Figura 3), con valores en la banda 12 que reflejan una gran reflectividad de la parcela ‘control’, mientras que la banda 8A proporciona una mayor reflectividad en la parcela ‘vertido’ (Tabla 2). La parcela ‘vertido’ obtuvo de manera general valores de reflectividad menores en las regiones del visible (bandas 2, 3, 4) y en la región del medio infrarrojo (bandas 11 y 12) (Tabla 2). La disminución en el visible podría deberse a la presencia de un exceso de vertido de purines en la parcela (Christenson y Serre, 2015), mientras que la disminución en el infrarrojo medio (*SWIR*) podría estar provocado por la presencia de humedad en el suelo o el aporte de materia orgánica procedente de los purines (Xu *et al.*, 2018).

En 2016 las diferencias entre parcelas presentaron una menor variabilidad de las reflectividades, con valores negativos para todas las bandas, lo cual indica una mayor reflectividad en los valores de la parcela ‘control’. Además de la disminución de las regiones del visible e infrarrojo medio, la parcela ‘vertido’ también presentó una reflectividad menor en el infrarrojo cercano (bandas 8 y 8A), revelando una menor presencia de cobertura vegetal en la parcela respecto a la de ‘control’; a

diferencia del año 2015 donde la parcela 'vertido' presentaba una mayor reflectividad en esta región del espectro electromagnético. En el año 2017 la parcela 'vertido' obtiene valores de reflectividad mayores que la parcela 'control' y no se observan reflectividades asociadas al vertido de purines. Las bandas 8 y 8A (NIR) reflejan un aumento en la presencia de vegetación respecto al año anterior, y las bandas 11 y 12 (SWIR) muestran la presencia de suelo con un contenido menor de humedad que la parcela 'control'. En los años 2018, 2019 y 2020 las parcelas presentan reflectividades similares y no se aprecian valores que indiquen el vertido de purines. Por último, en el verano de 2021 se observó que de manera general la reflectividad en la parcela 'vertido' fue menor que la parcela 'control' con una diferencia muy significativa en las bandas de las regiones del infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo medio (SWIR).

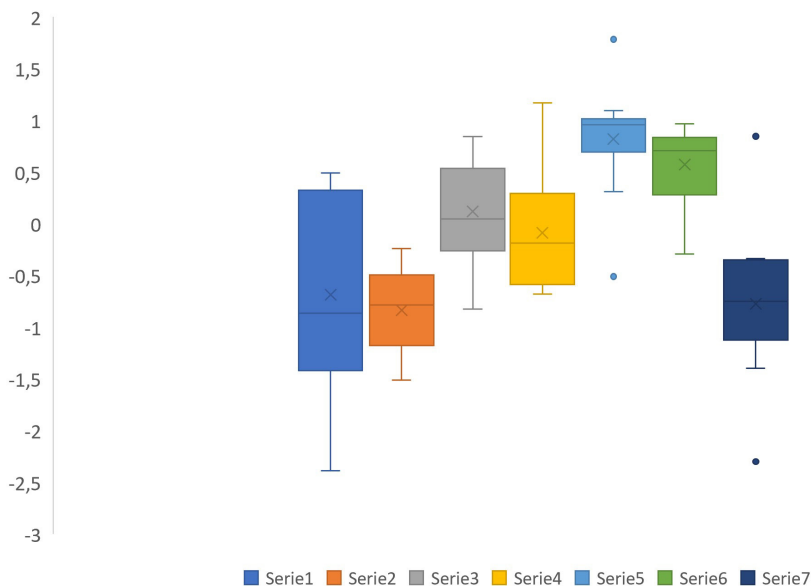


FIGURA 3. REPRESENTACIÓN DE LAS DIFERENCIAS EN LAS REFLECTIVIDADES ENTRE LA PARCELA 'VERTIDO' Y 'CONTROL' EN EL PERIODO DE VERANO. LAS SERIES REPRESENTAN LAS FECHAS DE CAPTURA DE LAS IMÁGENES ANALIZADAS: SERIE1 (06/07/2015), SERIE2 (10/07/2016), SERIE3 (10/07/2017), SERIE4 (05/07/2018), SERIE5 (10/07/2019), SERIE6 (19/07/2020), SERIE7 (19/07/2021)

3.2.2. Comparación de la respuesta espectral en el periodo de invierno

La tabla 3 muestra las diferencias normalizadas de los valores de reflectividad para cada una de las bandas multispectrales entre las parcelas 'vertido' y 'control' para las fechas correspondientes a invierno.

En las diferencias de reflectividad agrupadas por fechas de captura de las imágenes (Figura 4), se observa que las parcelas 2016, 2017, 2018 y 2020 poseen los valores de mayor variabilidad espectral. En 2016 la parcela 'vertido' tiene valores de reflectividad muy por encima de la parcela 'control', encontrándose las mayores diferencias en la región del visible y en la región del infrarrojo medio (SWIR). En 2017 la parcela 'vertido' posee valores menores de reflectividad para todas las bandas siendo en las bandas 5,6,7,8 y 8A las que presentan las mayores diferencias respecto a la parcela 'control' (Tabla 3). Comparando la reflectividad de la vegetación con el año anterior,

la diferencia en este año podría deberse a la aparición de vegetación espontanea en la parcela ‘control’ (Mallin & McIver, 2018).

TABLA 3. DIFERENCIAS EN LOS VALORES NORMALIZADOS DE REFLECTIVIDAD PARA LAS PARCELAS EN EL PERIODO DE INVIERNO

BANDAS ESPECTRALES	12/01/2016	16/01/2017	21/01/2018	26/01/2019	11/01/2020	05/01/2021	20/01/2022
Banda 1 (Aerosol)	1,057	0,250	-2,269	-0,401	0,910	-0,163	0,462
Banda 2 (Azul)	1,661	-0,694	-2,038	0,001	0,138	-0,047	0,395
Banda 3 (Verde)	1,372	-0,858	-1,934	0,164	0,154	0,170	0,724
Banda 4 (Rojo)	1,891	-0,119	-1,807	0,045	0,798	0,221	0,618
Banda 5 (Red Edge 1)	1,569	-0,677	-1,701	0,369	0,319	0,527	0,820
Banda 6 (Red Edge 2)	-0,116	-2,136	-0,876	0,879	-0,840	0,847	0,949
Banda 7 (Red Edge 3)	-0,288	-2,173	-0,663	0,925	-0,889	0,852	0,850
Banda 8 (NIR 1)	-0,105	-2,071	-0,562	0,929	-1,019	0,915	0,797
Banda 8A (NIR 2)	0,087	-1,911	-0,357	1,054	-1,043	1,071	0,841
Banda 9 (Vapor de agua)	0,086	-2,515	-0,497	0,506	-1,137	1,274	0,806
Banda 10 (Cirrus)	2,755	-0,624	0,018	-1,258	0,555	-0,646	-1,299
Banda 11 (SWIR 1)	1,691	-0,609	-0,781	0,559	0,128	0,554	0,171
Banda 12 (SWIR 2)	1,515	-0,165	-1,106	-0,100	1,010	-0,230	0,075

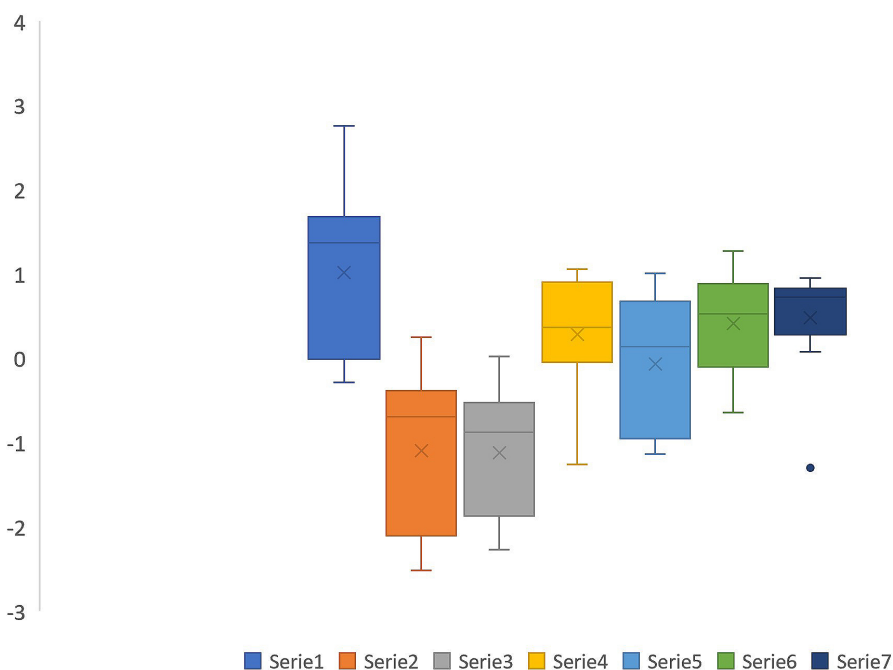


FIGURA 4. REPRESENTACIÓN DE LAS DIFERENCIAS EN LAS REFLECTIVIDADES ENTRE LA PARCELA ‘VERTIDO’ Y ‘CONTROL’ EN EL PERIODO DE INVIERNO. LAS SERIES REPRESENTAN LAS FECHAS DE CAPTURA DE LAS IMÁGENES ANALIZADAS: SERIE1 (12/01/2016), SERIE2 (16/01/2017), SERIE3 (21/01/2018), SERIE4 (26/01/2019), SERIE5 (11/01/2020), SERIE6 (05/01/2021), SERIE7 (20/01/2022)

En 2018 la parcela ‘vertido’ posee una menor reflectividad en las bandas del visible (bandas 2, 3 y 4), infrarrojo cercano (*NIR*) e infrarrojo medio (*SWIR*) que podrían encontrarse asociados al aumento de humedad y materia orgánica procedentes del vertido de purines (Xu *et al.*, 2018). En el año 2019 las reflectividades mostraron mayores valores para la parcela ‘vertido’, proporcionando valores superiores en la región del infrarrojo cercano (*NIR*), que reflejan la mayor presencia de vegetación respecto a la parcela ‘control’ y el año anterior. De igual forma, en lo que respecta a las diferencias de emisividad del suelo no se aprecian cambios significativos, por lo que no existe una respuesta espectral compatible con el vertido de purines en este periodo. En 2020 se observó un mayor rango de reflectividades que en los dos años anteriores. La parcela ‘vertido’ presentó valores de vegetación muy inferiores a los aportados por la parcela ‘control’, que comparado con los valores de vegetación de años anteriores se puede interpretar como un incremento de la superficie de cobertura vegetal espontánea para ambas parcelas, aunque en la parcela ‘control’ de una manera mucho más evidente. En 2021 los valores son homogéneos y no se aprecian importantes diferencias entre las parcelas, y de manera general, la parcela ‘vertido’ presentó valores de reflectividad mayores. En 2022 los valores son muy homogéneos, mostrando una escasa variabilidad en la reflectividad captada por las diferentes bandas, por lo que se hace complicado apreciar cambios significativos.

3.2.3. Limitaciones del estudio

En el análisis de las reflectividades obtenidas se han interpretado cambios en la textura del suelo y humedad que podrían estar asociados a fenómenos meteorológicos, pudiendo no estar relacionados exclusivamente al vertido de purines (Ben *et al.*, 2021). En las imágenes se observaron patrones de reflectividad asociados a los propios cambios estacionales (verano e invierno), pero algunas imágenes presentaron datos no coincidentes con el patrón esperado. Esto se puede deber a la incertidumbre que introduce la utilización de una fecha única para cada periodo (verano e invierno), siendo complejo determinar la causa de la indefinición de estas tendencias estacionales (Mallin y McIver, 2018).

A pesar de la revisión visual en campo, en las que se determinó una similitud de las características de las parcelas en estudio, no se analizaron datos de la estructura, textura y composición de los suelos de dichas parcelas. Por lo que, las reflectividades obtenidas podrían estar siendo influenciadas por diferencias en el tipo de suelo, dando lugar a interpretaciones no asociadas directamente al vertido de purines (Witheetrirong *et al.*, 2011). Sería interesante para futuros trabajos, plantear unos análisis fisio-químicos del suelo que permitan minimizar estos factores.

La resolución espacial también puede influir en la interpretación de los datos, debido a que las parcelas poseen superficies reducidas. La utilización de sensores con resoluciones espaciales de mayor detalle podría aportar datos significativos sobre la morfología de la vegetación y su contenido en nitrógeno (Yuping *et al.*, 2009). Por lo tanto, en estudios con imposibilidad de obtener imágenes de mayor resolución espacial, o imágenes hiperespectrales (Lim *et al.*, 2020; Peng *et al.*, 2022),

sería conveniente realizar análisis de campo con el fin de mejorar la identificación de vertidos de purines con una menor incertidumbre, y reducir los errores en la valoración de la contaminación en niveles inferiores (Witheetrirong *et al.*, 2011; Ben *et al.*, 2021). También son de gran ayuda, la utilización de técnicas geofísicas como la tomografía eléctrica, que permitiría interpretar mejor los procesos de lixiviación de los purines en el subsuelo (Capa-Camacho *et al.*, 2022).

4. CONCLUSIONES

Determinar la existencia de purines mediante un análisis directo de la información espectral presenta dificultades debido al gran número de variables que influyen en la interpretación de las reflectividades. En primer lugar, los episodios de fenómenos meteorológicos dificultan la interpretación de las reflectividades del terreno, sobre todo en el periodo otoño-invierno donde son más comunes. En segundo lugar, la composición, estructura y textura del suelo afecta a la reflectividad emitida por la parcela. En tercer lugar, la fisonomía de la vegetación podría ser distinta debido a las diferencias en los suelos de las parcelas.

Aplicando los datos del conjunto de longitudes de onda aportados por el sensor Sentinel-2, se determinaron diferencias entre las parcelas, siendo en general los valores de reflectividad menores para la parcela 'vertido', lo cual se asocia a una mayor presencia de purines. Se observó que la parcela 'vertido' proporcionaba valores espectrales significativamente diferentes a los de la parcela 'control', interpretándose como vertido de purines en distintas fechas (veranos de 2015, 2016 y 2021, y en los inviernos de 2017 y 2018). Así mismo, se podría asociar un exceso de nitratos en la parcela 'vertido' con valores de mayor humedad y pérdida de cobertura vegetación espontánea.

Los eventos meteorológicos afectaron a la reflectividad de las parcelas de diferente manera según el periodo del año. En verano se observaron mayores diferencias entre las reflectividades del espectro de infrarrojo medio (SWIR) asociadas a un mayor contenido de humedad en el suelo en la parcela 'vertido' respecto al 'control'. En invierno se observó que las diferencias más significativas entre las reflectividades relacionadas con el vertido de purines corresponden a las bandas del espectro visible (bandas 2, 3 y 4), asociadas a la humedad en el suelo; y a las bandas del espectro infrarrojo (NIR), relacionadas con la presencia de vegetación. Por lo tanto, en ambientes semiáridos, puede ser más factible detectar un vertido en los meses de verano por las diferencias más evidentes de la humedad del suelo con el aporte de purines.

REFERENCIAS

- Álvarez, V.R., Lorenzo, A. S. & Marín, R.G. (2014). Creación de una base de datos con series largas de precipitación en la Región de Murcia y análisis temporal de la serie media anual, 1914-2013. *Revista de Climatología*, 14, 81-97.
- Aneja, V., Nelson, D., Roelle, P., Walker, John. & Battye, W. (2003). Agricultural ammonia emissions and ammonium concentrations associated with aerosols and precipitation in the southeast United States. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 108, 41-52. <http://dx.doi.org/10.1029/2002JD002271>
- Asociación Nacional de Industrial de la Carne de España [ANICE]. (10 de junio de 2021). *La industria cárnica se convierte en sector estratégico y clave en la recuperación económica socioeconómica del país*. Anice. https://www.anice.es/industrias/ano-2021/la-industria-carnica-se-convierte-en-sector-estrategico-y-clave-en-la-recuperacion-socioeconomica-del-pais_29476_273_38304_0_1_in.html
- Ayub, R., Messier, K.P., Serre, M. & Mahinthakumar, k. (2019). Non-point source evaluation of groundwater nitrate contamination from agriculture under geologic uncertainty. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 33(4-6), 939. doi:10.1007/s00477-019-01669-z
- Basterrechea, D. A., Parra, L., Parra, M., & Lloret, J. (2021). A Proposal for Monitoring Grass Coverage in Citrus Crops Applying Time Series Analysis in Sentinel-2 Bands. In *Industrial IoT Technologies and Applications: 4th EAI International Conference, Industrial IoT 2020, Virtual Event, December 11, 2020, Proceedings 4* (pp. 193-206). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-71061-3_12
- Ben, C., Brandon, A., Seiji, E., Sandy, L. & Daniel, E. (2021). Enhancing environmental enforcement with near real-time monitoring: Likelihood-based detection of structural expansion of intensive livestock farms. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 103, 102463. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102463>
- Cárdenas, A., Rodríguez, V., Luque, J. & Mendes, P. (2021). Predictive modelling benchmark of nitrate Vulnerable Zones at a regional scale based on Machine learning and remote sensing. *Journal of Hydrology*, 603, 127092. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127092>
- Congedo, L. (2016). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>
- Capa-Camacho, X., Martínez, P., Martínez, M.A., Gabarrón, M. & Faz, A. (2022). Delimitación de Áreas Subsuperficiales Afectadas por Purines de Cerdo Combinando Técnicas Geofísicas y Geoquímicas. *Water*, 14(12), 1872. <https://doi.org/10.3390/w14121872>
- Christenson, E. & Serre, M. (2015). Using remote sensing to calculate plant available nitrogen needed by crops on swine factory farm sprayfields in North Carolina. *Proceedings Volume 9637, Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XVII*; 963704. <https://doi.org/10.1117/12.2195434>
- CHS (2023). Estadísticas Pluviometría SAIH. Datos recuperados el 10 de marzo de 2023 de: <https://www.chsegura.es/es/cuenca/redes-de-control/saih/estadisticas-pluviometria-saih/index.html>
- Clar, E. (2022). *El pasado cuenta: El boom de los sectores Aviar y Porcino en España, 1955-2020*. Sociedad de Estudios de Historia Agraria. <http://hdl.handle.net/10234/197061>
- Coma, J. y Bonet, J. (2005) Producción ganadera y contaminación ambiental. *Producción animal*, 20 (211), 28-40.

- Comisión Europea. (2021). Informe de la comisión al consejo y al parlamento europeo sobre la aplicación de la Directiva 91/676/CEE del Consejo, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura, basado en los informes de los Estados miembros para el período 2016-2019. Bruselas, 11 de octubre de 2021. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021DC1000&from=ES>
- Datista (2021). Las macrogranjas de porcino aumentaron de nuevo sus emisiones contaminantes en 2021. Recuperado en: <https://especiales.datadista.com/medioambiente/mapa-emisiones-contaminantes-macrogranjas-porcino-2021>
- Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. <https://www.boe.es/doue/1991/375/L00001-00008.pdf>
- Ecologistas en acción. (2021). *Ganadería industrial y despoblación*. Recuperado en: <https://www.ecologistasenaccion.org/169437/>
- Errecart, V., Lucero, M. & Sosa, M. (2015). *Análisis del mercado mundial de carnes*. Facultad de Economía y Negocios, Universidad Nacional de San Martín: Tarapoto, Perú.
- ESA (2023). User guide, Spatial resolution. Recuperado en: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/resolutions/spatial>
- Fernández, L. (2007). Los nitratos y las aguas subterráneas en España. *Enseñanzas de las Ciencias de la Tierra*, 15(3), 257-265.
- Gago Gutiérrez, R. (2022). La ganadería intensiva en España: aspectos socioeconómicos, legislativos, ambientales y nutricionales. Una reflexión holística desde la salud pública. *Revista de Salud Ambiental*, 22, 74-143.
- Greenpeace (2022). *Amenaza invisible: La contaminación del agua por nitratos*. Recuperado en: <https://es.greenpeace.org/es/wp-content/uploads/sites/3/2022/05/informe-aguas-LR.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística [INE]. (2018). *Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua*. Recuperado en: https://www.ine.es/prensa/essa_2018.pdf
- Jiménez Ortiz, M. M., Gómez Álvarez, R., Oliva Hernández, J., Granados Zurita, L., Pat Fernández, J. M., & Aranda Ibáñez, E. M. (2019). Influencia del estiércol composteado y micorriza arbuscular sobre la composición química del suelo y el rendimiento productivo de maíz forrajero (*Zea mays* L.). *Nova scientia*, 11(23).
- Lim, E. S., Kim, I. S., Han, S. J., Lim, T. Y., & Song, W. (2020). Estimation of Nitrate Nitrogen Concentration in Liquid Fertilizer Contaminated Areas using Hyperspectral Images. *Journal of the Society of Disaster Information*, 16(3), 542-549. <https://doi.org/10.15683/kosdi.2020.09.30.542>
- Mallin, M. & Mclver, M. (2018). Season matters when sampling streams for swine CAFO waste pollution impacts. *Journal of Water and Health*, 16(1), 78-86. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.194>
- Martin, K., Emanuel, R. & Vose, J. (2018). Terra incognita: The unknown risks to environmental quality posed by the spatial distribution and abundance of concentrated animal feeding operations. *Science of the Total Environment*, 642, 887-893. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.072>
- Martínez, J. & Martín, M.P. (2010). *Guía Didáctica de Teledetección y Medio Ambiente*. Red Nacional de Teledetección Ambiental.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2020). El sector de la carne de cerdo en cifras. Recuperado en: https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/estadisticas/indicadoreseconomicossectorporcino2020_tcm30-379728.pdf
- Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico. (18 de enero de 2022). *El Gobierno aprueba un Real Decreto para reducir la contaminación por nitratos y reforzar la*

- protección de las masas de agua más vulnerables. <https://www.miteco.gob.es/gl/prensa/ultimas-noticias/el-gobierno-aprueba-un-real-decreto-para-reducir-la-contaminaci%C3%B3n-por-nitratos-y-reforzar-la-protecci%C3%B3n-de-las-masas-de-agua-m%C3%A1s-vulnerables/tcm:37-535231>
- Norouzi, S., Sadeghi, M., Liaghat, A., Tuller, M., Jones, S.B. & Ebrahimian, H. (2021). Information depth of NIR/SWIR soil reflectance spectroscopy, *Remote Sensing of Environment*, 256, 112315. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112315>
- Organización de las Naciones Unidas. (2019). *Una población en crecimiento*. Recuperado en: <https://www.un.org/es/global-issues/>
- Peng, W., Beggio, G., Pivato, A., Zhang, H., Lü, F., & He, P. (2022). Applications of near infrared spectroscopy and hyperspectral imaging techniques in anaerobic digestion of bio-wastes: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 165, 112608. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112608>
- Piñeiro, C. & Montalvo, G. (7-8 de noviembre de 2005). *La directiva IPPC para el control integrado de las emisiones contaminantes en ganadería intensiva de porcino*. XXI Curso de especialización FEDNA, Madrid, España
- Quemada, M., Lassaletta, L., Jensen, L.S., Godinot, O., Brentrup, F., Buckley, C., Foray, S., Hvid, S.K., Oenema, J., Richards, K.G. & Oenema, O. (2020). Exploring nitrogen indicators of farm performance among farm types across several European case studies. *Agricultural Systems*, 177, 102689. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2019.102689>
- Quispe, V., Ábrego, J., Murillo, M. B., Gea, G., & Atienza, M. (2014). Pirólisis de purines de cerdo utilizando TG-DSC. *Jornada de Jóvenes Investigadores del I3A*, 2, 39-41.
- 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, de 20 de enero de 2022. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/01/18/47>
- Silvestri, S. & Omri, M. (2007). A method for the remote sensing identification of uncontrolled landfills: formulation and validation. *International Journal of Remote Sensing*, 29 (4), 975-989. <https://doi.org/10.1080/01431160701311317>
- Sineiro, F. & Lorenzana, F. (2008). La ganadería en España: Situación actual y evolución reciente. *Papeles de economía Española*, 117, 125-140.
- Ward, M., Kilfoy, B., Weyes, P., Anderson, K., Folsom, A. & Cerhan, J. (2010). Nitrate Intake and the Risk of Thyroid Cancer and Thyroid Disease. *Epidemiology*, 21 (3), 389-395. <https://doi.org/10.1097/ede.0b013e3181d6201d>
- Westhoek, H., Lesschen, J. P., Leip, A., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., ... & Sutton, M. A. (2015). *Nitrogen on the table: the influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment*. NERC/Centre for Ecology & Hydrology.
- Witheetriron, Y., Kumar, N., Tipdecho, T. & Parkpian, P. (2011). Estimation of the Effect of Soil Texture on Nitrate-Nitrogen Content in Groundwater Using Optical Remote Sensing. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(8), 3416-3436. <https://doi.org/10.3390/ijerph8083416>
- Xu, Y., Smith, S.E., Grunwald, S., Abd-Elrahman, A., Wani, S.P., & Nair, V.D. (2018). Estimating soil total nitrogen in smallholder farm settings using remote sensing spectral indices and regression kriging. *CATENA*, 163, 111-122. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.12.011>
- Yuping, L., Zhen, W., Hongjun, L., Zheng, L. & Shengwei, Z. (2009). Assessment of nitrate leaching on agriculture region using remote sensing and model. *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems and Hydrology*. 7472, 7472-A <http://dx.doi.org/10.1117/12.831342>

