

Concentraciones de nitrato en aguas superficiales y subterráneas de un fundo ganadero con manejo de purines en Cajamarca (Perú)

Nitrate concentrations in surface and groundwater from a livestock farm with manure management in Cajamarca, Peru

Rosa M. Idrugo¹ , Fernando Oblitas¹ , Luis Vargas-Rocha^{1*} 

1 Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de Cajamarca. Cajamarca, Perú.



Citar como: Idrugo, R. M. *et al.* (2026). «Concentraciones de nitrato en aguas superficiales y subterráneas de un fundo ganadero con manejo de purines en Cajamarca (Perú)». *South Sustainability*, 7(2), e162.
DOI: 10.21142/SS-0702-2026-e162

Artículo recibido: 24/3/2026
Revisado por pares
Artículo aceptado: 5/8/2026



© Los autores, 2026. Publicado por la Universidad Científica del Sur (Lima, Perú)

*E-mail de correspondencia:
lvargasr17_1@unc.edu.pe

Editora asociada:
Sonia Valle Rubio

RESUMEN

Los purines son una mezcla líquida de heces, orina, agua de lavado y residuos orgánicos generados en los sistemas ganaderos que contienen nitrógeno orgánico y amoniacal, el cual puede transformarse en nitrato y movilizarse hacia aguas superficiales y subterráneas. El objetivo de este estudio fue evaluar la concentración de nitratos en aguas superficiales y subterráneas en un fundo ganadero con manejo de purines en Cajamarca (Perú). Se evaluaron diez puntos de muestreo (ocho de agua superficial y dos pozos) en dos jornadas separadas por una semana, hasta obtener veinte determinaciones. Los nitratos se determinaron mediante un procedimiento colorimétrico basado en la reacción con salicilato de sodio y lectura espectrofotométrica a 410 nm, y los resultados se expresaron como mg/L de $\text{NO}_3\text{-N}$. En aguas superficiales, la concentración de nitratos varió entre 1,24 y 11,44 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ en la primera jornada y entre 1,51 y 15,41 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ en la segunda, sin diferencias significativas entre jornadas ($p>0,05$). El 25 % de las muestras superficiales de la primera jornada y el 12,5 % de la segunda superaron el valor de referencia de 10 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ establecido por la US EPA para agua potable. Ninguna determinación procedente de los pozos superó este valor. Las aguas superficiales presentaron mayor variabilidad y valores puntuales más elevados de $\text{NO}_3\text{-N}$ que los pozos. Se discuten las limitaciones del diseño y del control analítico.

Palabras clave: evaluación de agua superficial, evaluación de agua subterránea, calidad del agua, efluentes pecuarios, nitratos

ABSTRACT

Manure slurry is a liquid mixture of feces, urine, wash water and organic residues generated in livestock systems; it contains organic and ammoniacal nitrogen that can be transformed into nitrate and mobilized toward surface water or groundwater. This study aimed to evaluate nitrate concentrations in surface water and groundwater from a livestock farm with manure slurry management in Cajamarca, Peru. Ten sampling sites (eight surface water sites and two wells) were evaluated over two round, one week apart, yielding twenty determinations. Nitrate was determined using a sodium-salicylate colorimetric procedure with absorbance measured at 410 nm, and the results were expressed as mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. In surface water samples, nitrate concentrations ranged from 1.24 to 11.44 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ during the first sampling event and from 1.51 to 15.41 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ during the second, with no significant differences between the two events ($p>0.05$). Twenty-five percent of the surface water determinations in the first event and 12.5% in the second exceeded the US EPA drinking water reference value of 10 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$. No well samples exceeded this value. Surface water samples showed greater variability and localized higher concentrations than the well samples. Limitations in the study design and analytical control are discussed.

Keywords: surface water assessment, groundwater assessment, water quality, livestock effluent, nitrate



Introducción

Los purines son efluentes líquidos generados por la mezcla de heces, orina, agua de lavado, restos de alimento y materia orgánica producida durante la actividad ganadera. En las granjas, estos residuos pueden comprometer la calidad del agua cuando se acumulan o son conducidos sin tratamiento previo hacia canales de riego, drenajes o cuerpos receptores (Cao *et al.*, 2021). En el Perú, las buenas prácticas ganaderas promovidas por el Servicio Nacional de Sanidad Agraria (Senasa) se orientan a minimizar el impacto ambiental y los riesgos de contaminación asociados con la producción pecuaria (Senasa, 2011). El manejo inadecuado de las deyecciones animales favorece la acumulación de purines y la movilización de compuestos derivados de procesos microbianos y fisicoquímicos que ocurren durante su descomposición (Khairunisa *et al.*, 2023).

Los purines constituyen una matriz líquida rica en nitrógeno orgánico y amoniacal. El nitrógeno orgánico puede mineralizarse a formas amoniacales y, posteriormente, oxidarse a nitrato mediante nitrificación. Debido a su elevada solubilidad, el nitrato puede movilizarse hacia aguas superficiales y subterráneas; mientras que, bajo condiciones reductoras, puede ser consumido mediante procesos de desnitrificación (Saggar, 2010). Parte de la lixiviación de nitrato también puede originarse por la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo (Frick *et al.*, 2022). Por ello, las concentraciones elevadas de nitrato en el agua se consideran un indicador de contaminación nitrogenada asociada, entre otras fuentes, al uso de fertilizantes y a las excretas generadas en sistemas agrícolas y ganaderos (Rogers *et al.*, 2025; Ward *et al.*, 2018). En el Perú, el «Reglamento de la calidad del agua para consumo humano» incluye los nitratos entre los parámetros químicos inorgánicos y establece un límite máximo permisible de 50 mg/L expresado como NO_3 (Minsa, 2010).

La presencia de nitratos en el agua tiene importancia sanitaria y productiva, especialmente cuando el recurso hídrico es utilizado para consumo animal o humano. En animales de producción, el riesgo se relaciona con la reducción de nitrato a nitrito en el tracto gastrointestinal, sobre todo en rumiantes, lo que puede inducir metahemoglobinemia y afectar el transporte de oxígeno (Schrenk *et al.*, 2020). En consecuencia, la evaluación de nitratos en sistemas pecuarios permite identificar zonas vulnerables a contaminación nitrogenada y orientar medidas de prevención ambiental.

A pesar de la importancia ambiental y sanitaria de la contaminación por nitratos, la información disponible sobre su distribución en sistemas pecuarios continúa siendo limitada en diversas regiones. En Cajamarca, donde la actividad ganadera constituye una de las principales actividades productivas, existe escasa información sobre las concentraciones de nitratos en aguas superficiales

y subterráneas de fundos con manejo de purines. Esta ausencia de información dificulta la identificación de posibles focos de contaminación nitrogenada y limita la formulación de estrategias de gestión ambiental orientadas a prevenir el deterioro de los recursos hídricos. En este contexto, el objetivo de este estudio fue evaluar la concentración de nitratos en aguas superficiales y subterráneas en un fundo ganadero con manejo de purines en Cajamarca (Perú).

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la explotación ganadera Tartar Pecuario de la Universidad Nacional de Cajamarca (-7,161401 S; -78,473757 O, 2662 m s. n. m.), ubicada en el distrito de Los Baños del Inca (Cajamarca, Perú). El fundo cría vacunos lecheros (razas holstein, pardo suizo y fleckvieh) bajo un sistema semintensivo con pasturas y suplementos durante el ordeño. Las excretas sólidas se retiran manualmente con una pala y carretilla y se depositan en un estercolero sobre el suelo. Los residuos líquidos, como orina y agua de lavado, son conducidos por gravedad mediante canales perimetrales hacia los potreros, sin sistemas de retención ni tratamiento previo. El agua destinada al consumo animal proviene de pozos tubulares, sin filtración ni tratamiento.

Según la información registrada por la estación meteorológica M. A. P. Augusto Weberbauer, ubicada a 2673 m s. n. m. y próxima al área de estudio, durante el mes de muestreo se registró una temperatura media aproximada de 14,9 °C y una precipitación acumulada de 83,3 mm.

Metodología de muestreo

Los puntos de muestreo se clasificaron según su tipo de fuente hídrica, ubicación y función dentro del sistema productivo pecuario. Se incluyeron aguas superficiales procedentes de canales de riego, drenajes internos, bebederos y puntos de descarga de efluentes, además de aguas subterráneas provenientes de pozos. La descripción de cada punto se presenta en la Tabla 1.

Se seleccionaron ocho puntos de agua superficial (AS1-AS8) y dos puntos de agua subterránea o pozos (PS1-PS2). Esta descripción permitió separar descriptivamente los puntos expuestos a escorrentía superficial de las captaciones subterráneas, sin asumir causalidad directa entre purines y concentración de nitratos.

Se evaluaron diez puntos de muestreo durante dos jornadas separadas por una semana y se obtuvo un total de veinte determinaciones. En cada jornada se evaluaron ocho puntos de agua superficial (AS1-AS8) y dos pozos (PS1-PS2). El muestreo se planteó como una caracterización exploratoria de la variabilidad espacial bajo las condiciones habituales de operación del fundo, no como un monitoreo estacional ni como evaluación causal.

Tabla 1. Puntos de muestreo y características en el fundo ganadero evaluado

Código	Tipo de agua	Punto de muestreo	Característica
AS1	Superficial	Ingreso de agua al sistema productivo	Punto de entrada de agua al fundo
AS2	Superficial	Drenaje de pastoreo / potrero 3	Zona de escorrentía asociada al pastoreo
AS3	Superficial	Canal principal de riego del sector central	Conducción de agua superficial dentro del predio
AS4	Superficial	Drenaje del corral de terneros	Escorrentía próxima al área de terneros
AS5	Superficial	Drenaje de la sala de ordeño	Agua de lavado y drenaje del área de ordeño
AS6	Superficial	Bebedero central para animales	Bebedero abastecido con agua superficial
AS7	Superficial	Descarga principal de efluentes pecuarios	Salida general de efluentes de la sala de ordeño
AS8	Superficial	Canal final de drenaje	Punto de salida del sistema productivo
PS1	Subterránea	Pozo 1	Pozo dentro de la zona productiva
PS2	Subterránea	Pozo 2	Pozo en zona periférica del predio

Cada muestra se recolectó en un envase plástico de 1 L, limpio, rotulado y enjuagado tres veces con el agua del punto de muestreo antes de la recolección. En cada punto se registraron la georreferenciación mediante un equipo GPS Garmin configurado en el sistema geodésico WGS 84 y el pH *in situ*. Las muestras se transportaron en una caja térmica con geles refrigerantes (4-8 °C) al Laboratorio de Bromatología de la Universidad Nacional de Cajamarca y se procesaron en un tiempo menor a 6 horas. El muestreo se realizó en horas de la mañana (7-9 horas) y en ninguna de las jornadas se presentó lluvia. Únicamente quedaba el rocío de las lloviznas nocturnas, que son habituales en la serranía peruana.

Análisis de laboratorio

La concentración de nitrato se determinó mediante un procedimiento colorimétrico adaptado, basado en el principio del método espectrométrico con ácido sulfosalicílico descrito en ISO 7890-3:1988 (ISO, 1988). Las muestras se filtraron por gravedad mediante papel filtro cualitativo de celulosa, grado 1, de forma circular, de 110 mm de diámetro y con una retención nominal de partículas de 11 µm, colocado en un embudo de vidrio, con la finalidad de retirar el material particulado en suspensión. Una alícuota del agua filtrada se mezcló con solución de salicilato de sodio y se evaporó a sequedad en baño María. Después del enfriamiento, el residuo se trató con ácido sulfúrico concentrado y, posteriormente, con una solución alcalina de hidróxido de sodio, con lo que se obtuvo un compuesto amarillo. La absorbancia se midió a 410 nm en un espectrofotómetro visible GENESYS™ 20 (Thermo Scientific, modelo 4001/4, EE. UU.), utilizando cubetas de cuarzo de 1 cm de paso óptico. La cuantificación se efectuó mediante una curva de calibración preparada con soluciones patrón de nitrato de potasio. La concentración se calculó mediante la expresión $C = A/V_i$, donde A corresponde a los microgramos de nitrógeno en forma de nitrato obtenidos de la curva de calibración

y V_i al volumen, en mililitros, de la alícuota analizada. Paralelamente, se procesó un blanco analítico con agua destilada libre de nitratos. Los resultados se expresaron como mg/L de $\text{NO}_3\text{-N}$.

Para una comparación exclusivamente referencial, las concentraciones se contrastaron con el nivel máximo de contaminante de 10 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ establecido por la US EPA para agua potable (US EPA, 2025).

Análisis estadístico

Los datos se organizaron en Microsoft Excel y se analizaron mediante estadística descriptiva, según tipo de fuente hídrica, punto de muestreo y jornada. En aguas superficiales, la normalidad de los valores de pH y nitratos se verificó mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Dado que no se cumplió el supuesto de normalidad, se aplicó la prueba pareada de Wilcoxon para comparar ambas jornadas y se utilizó la correlación de Spearman para evaluar la relación entre pH y nitratos. Se consideró significativo un valor de $p < 0,05$. Debido al bajo tamaño muestral para aguas superficiales ($n=8$), los análisis inferenciales se interpretaron como complementarios y exploratorios, no como evidencia concluyente. Los análisis se realizaron en SPSS versión 27. En aguas subterráneas no se aplicaron pruebas inferenciales debido al reducido tamaño muestral ($n=2$).

Resultados y discusión

La Figura 1 evidencia que la inspección visual de los puntos de muestreo permitió distinguir zonas con baja turbidez aparente y otras con mayor acumulación de residuos orgánicos. El punto AS5 correspondió al drenaje de la sala de ordeño y presentó agua visualmente más clara durante el registro de campo. En cambio, AS7 correspondió a la descarga general de efluentes pecuarios provenientes de la sala de ordeño, donde se observó mayor presencia de material orgánico.





Figura 1. Condiciones del sistema de drenaje y manejo del agua en la explotación ganadera Tartar Pecuário (Cajamarca, Perú): (a) potrero con pasto irrigado, (b) punto de ingreso del agua a la explotación ganadera, (c) agua utilizada en los bebederos de la sala de ordeño, (d) salida general de aguas residuales provenientes de la sala de ordeño con presencia de purines, (e) escurrimiento del agua residual de la sala de ordeño a través de canaletas perimetrales, (f) afloramiento de agua de origen subterráneo en áreas adyacentes a los potreros.

En la Tabla 2 se muestran las concentraciones de nitratos en aguas superficiales y subterráneas. En aguas superficiales, el pH presentó valores entre 8,10 y 9,30 en el primer muestreo y entre 8,00 y 8,90 en el segundo, sin diferencias significativas entre jornadas ($p=0,367$). La concentración de nitrato mostró amplia variabilidad espacial, con valores entre 1,24 y 11,44 mg/L de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el primer muestreo y entre 1,51 y 15,41 mg/L de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el segundo, sin diferencias significativas entre jornadas ($p=1,000$). No se encontró evidencia de asociación entre el pH y la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el primer muestreo ($p=-0,503$; $p=0,204$) ni en el segundo ($p=-0,101$; $p=0,811$). En los dos pozos, las concentraciones fueron inferiores al valor de referencia de 10 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ establecido por la US EPA para agua potable.

Tabla 2. Comparación entre el primer (M1) y segundo (M2) muestreo del pH y la concentración de nitratos en aguas superficiales y subterráneas de un fundo ganadero de Cajamarca (Perú)

Tipo de agua	Variable	n	M1 ($\bar{x} \pm \text{DE}$)	M2 ($\bar{x} \pm \text{DE}$)	p-valor
Superficial	pH	8	8,68 $\pm$ 0,57	8,35 $\pm$ 0,32	0,367 ^{NS}
	Nitrato(mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$)	8	5,62 $\pm$ 4,55	4,39 $\pm$ 4,56	1,000 ^{NS}
Subterránea	pH	2	8,65 $\pm$ 0,92	8,20 $\pm$ 0,00	NA
	Nitrato(mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$)	2	5,52 $\pm$ 5,32	1,36 $\pm$ 1,46	NA

DE: desviación estándar.

NS: no significativo ($p>0,05$; prueba de Wilcoxon pareada)

NA: no aplicable por tamaño de muestra insuficiente ($n=2$)

En la primera jornada, dos de los ocho puntos de agua superficial (AS2 y AS3) presentaron concentraciones superiores al valor de referencia de 10 mg/L de $\text{NO}_3\text{-N}$ establecido por la US EPA para agua potable, lo que representa el 25 % de las muestras superficiales. En la

segunda jornada, únicamente AS7 superó este valor, equivalente al 12,5 %. Ninguna determinación procedente de los pozos excedió dicha referencia. Esta comparación es exclusivamente referencial, debido a que varios puntos superficiales correspondieron a canales, drenajes y descargas de efluentes, y no necesariamente a fuentes destinadas al consumo humano (Figura 2).

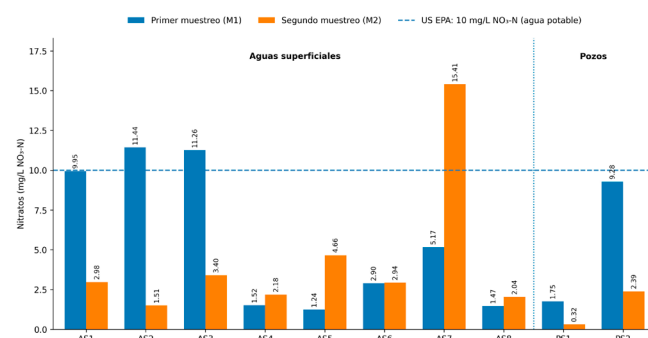


Figura 2. Concentración de nitratos (mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$) en los puntos de agua superficial y subterránea durante el primer y segundo muestreo en un fundo ganadero de Cajamarca (Perú)

Los valores más elevados se registraron en AS2 y AS3 durante la primera jornada y en AS7 durante la segunda. Este patrón muestra un enriquecimiento espacial localizado de nitrato compatible con aportes de escorrentía, drenajes o efluentes pecuarios. La ausencia de trazadores específicos impide confirmar el origen del nitrato.

La ausencia de excedencias en los pozos no descarta un riesgo futuro; sin embargo, durante las campañas evaluadas las concentraciones fueron inferiores a las observadas en algunos puntos de agua superficial. Este comportamiento podría explicarse por menor conectividad hidráulica, tiempos de tránsito más prolongados o atenuación del nitrato en el subsuelo, mecanismos descritos en estudios sobre nitratos en aguas subterráneas, donde la concentración depende de condiciones hidrogeológicas, drenaje del suelo, el oxígeno y la disponibilidad de donadores de electrones para la desnitrificación (Burow et al., 2010; Rivett et al., 2008). No obstante, al no haberse medido variables redox, oxígeno disuelto ni especies nitrogenadas complementarias, estas explicaciones deben considerarse posibles, no confirmadas.

Desde el punto de vista sanitario, las excedencias puntuales observadas son relevantes porque el nitrato puede reducirse a nitrito en rumiantes, inducir metahemoglobinemia y comprometer el transporte de oxígeno (Schrenk et al., 2020). En humanos, la exposición a nitratos en agua se ha asociado con metahemoglobinemia infantil y formación de compuestos N-nitrosos (Ward et al., 2018). Estos hallazgos evidencian la conveniencia de implementar medidas preventivas, sin que ello constituya una evaluación directa del riesgo sanitario.

El estudio presenta limitaciones importantes: solo se realizaron dos jornadas separadas por una semana, no se evaluó la estacionalidad ni la respuesta a lluvias, el número de pozos fue reducido y no se midieron amonio, nitrito, nitrógeno total, conductividad, oxígeno disuelto, potencial redox, caudal ni carga orgánica. Por ello, los resultados deben interpretarse como una caracterización exploratoria. Como medida inicial, se recomienda implementar sistemas de retención o tratamiento de efluentes en las zonas donde se registraron las mayores concentraciones, tales como pozas de sedimentación, filtros vegetados o humedales artificiales, estrategias coherentes con enfoques de remoción de nitratos en drenajes agrícolas y pecuarios (Addy *et al.*, 2016).

En conclusión, dentro del alcance exploratorio del estudio, las aguas superficiales presentaron una mayor variabilidad y registraron las concentraciones puntuales más elevadas de $\text{NO}_3\text{-N}$ en comparación con los dos pozos evaluados. En tres determinaciones correspondientes a aguas superficiales se registraron concentraciones superiores al valor de referencia utilizado para agua potable, localizadas en zonas de drenaje, conducción o descarga. La distribución espacial observada es compatible con aportes localizados de nitrógeno procedentes de escorrentía o efluentes pecuarios. El diseño, el reducido número de jornadas y las limitaciones analíticas no permiten establecer causalidad ni identificar de manera definitiva la fuente del nitrato. Se requieren muestreos estacionales, un mayor número de captaciones subterráneas y determinaciones complementarias de las

distintas formas de nitrógeno, de la carga orgánica y de las condiciones hidroquímicas.

Contribución de autores

RMI: conceptualización, metodología, investigación, y escritura, revisión y edición de la versión final del manuscrito.

FO: validación, supervisión, y escritura, revisión y edición de la versión final del manuscrito.

LVR: análisis formal, escritura del borrador original, visualización, y escritura, revisión y edición de la versión final del manuscrito.

Fuente de financiación

Autofinanciado.

Conflicto de interés

Ninguno.

Declaración de inteligencia artificial

Los autores usaron ChatGPT (OpenAI) únicamente como herramienta de apoyo para revisión gramatical, corrección de estilo y mejora de claridad lingüística del manuscrito. No se empleó IA generativa para el contenido. Los autores asumen plena responsabilidad del contenido del manuscrito.



Referencias bibliográficas

- Addy, K., Gold, A. J., Christianson, L. E., David, M. B., Schipper, L. A. y Ratigan, N. A. (2016). «Denitrifying Bioreactors for Nitrate Removal: A Meta-Analysis». *Journal of Environmental Quality*, 45(3), pp. 873-881. Disponible en: <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0399>
- Burow, K. R., Nolan, B. T., Rupert, M. G. y Dubrovsky, N. M. (2010). «Nitrate in Groundwater of the United States, 1991-2003». *Environmental Science & Technology*, 44(13), pp. 4988-4997. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/es100546y>
- Cao, S. T., Tran, H. P., Le, H. T. T., Bui, H. P. K., Nguyen, G. T. H., Nguyen, L. T., Nguyen, B. T. y Luong, A. D. (2021). «Impacts of effluent from different livestock farm types (pig, cow, and poultry) on surrounding water quality: a comprehensive assessment using individual parameter evaluation method and water quality indices». *Environmental Science and Pollution Research*, 28, pp. 50302-50315. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14284-9>
- Frick, H., Oberson, A., Frossard, E. y Bünemann, E. K. (2022). «Leached nitrate under fertilised loamy soil originates mainly from mineralisation of soil organic N». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 338, 108093. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108093>
- International Organization for Standardization (ISO). (1988). *ISO 7890-3:1988. Water quality-Determination of nitrate-Part 3: Spectrometric method using sulfosalicylic acid*. Geneva: ISO.
- Khairunisa, B. H., Loganathan, U., Ogejo, J. A. y Mukhopadhyay, B. (2023). «Nitrogen transformation processes catalyzed by manure microbiomes in earthen pit and concrete storages on commercial dairy farms». *Environmental Microbiome*, 18, 32. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s40793-023-00483-z>
- Ministerio de Salud (Minsa). (2010). «Reglamento de la calidad del agua para consumo humano. Decreto Supremo N.º 031-2010-SA». Lima: Dirección General de Salud Ambiental. Disponible en: https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/391087/Reglamento_de_la_calidad_del_agua_para_consumo_humano_D.S._N%C2%BA_031-2010-SA20191017-26355-1yv4hfm.pdf?v=1571312180
- Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W. N. y Bemment, C. D. (2008). «Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes». *Water Research*, 42(16), pp. 4215-4232. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.020>
- Rogers, K. M., Bradshaw, D., Scadden, P., Tschritter, C., Sanderson, S., Cooper, J., Phillips, A., Pannell, J., Thern, J., Abel, S., Joy, M. K., Liu, X. y Chambers, T. (2025). «Nitrate contamination in New Zealand's domestic drinking water with a focus on rural groundwater-sourced self-supplies». *Science of the Total Environment*, 1002, 180549. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180549>
- Saggar, S. (2010). «Estimation of nitrous oxide emission from ecosystems and its mitigation technologies». *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(3-4), pp. 189-191. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.007>
- Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J. K., del Mazo, J., Grasl-Kraupp, B., Hoogenboom, L., Leblanc, J., Nebbia, C. S., Nielsen, E., Ntzani, E., Petersen, A., Sand, S., Schwerdtle, T., Vleminckx, C., Wallace, H., Bampidis, V., Cottrill, B., Frutos, M. J., Furst, P., Parker, A., Binaglia, M., Christodoulidou, A., Gergelova, P., Guajardo, I.M., Wenger, C. and Hogstrand, C. (2020). «Risk assessment of nitrate and nitrite in feed». *EFSA Journal*, 18(11), e06290. Disponible en: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6290>
- Servicio Nacional de Sanidad Agraria (Senasa). (2011). *Guía de buenas practicas ganaderas*. Lima: Senasa.
- U. S. Environmental Protection Agency (US EPA). (2025). *National Primary Drinking Water Regulations*. Washington, D. C.: United States Environmental Protection Agency.
- Ward, M., Jones, R., Brender, J., De Kok, T., Weyer, P., Nolan, B., Villanueva, C. y Van Breda, S. (2018). «Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review». *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7), 1557. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph15071557>