



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



Escola Tècnica Superior
d'Enginyeria Agronòmica i del Medi Natural

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica
y del Medio Natural

Uso de balances de nitrógeno para evaluar las pérdidas
nitrogenadas en cultivos de la comarca de Els Serrans

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Agronómica

AUTOR/A: García Mecinas, Josep Baruc

Tutor/a: Calvet Sanz, Salvador

Cotutor/a: Lidón Cerezuela, Antonio Luis

CURSO ACADÉMICO: 2022/2023

RESUMEN

El nitrógeno (N) se aplica como fertilizante en agricultura, pero el exceso de este elemento puede generar problemas medioambientales y de salud pública.

De acuerdo a la legislación actual, existen zonas declaradas como vulnerables a la contaminación por nitratos que tienen ciertas restricciones al aporte de fertilizantes nitrogenados. Paralelamente, existe un balance de nitrógeno realizado por el Ministerio De Agricultura, Pesca y Alimentación, denominado "*Balance del nitrógeno en la agricultura española*" que podría estar desajustado en algunos de sus términos y para ciertos cultivos, puesto que se ha realizado a nivel provincial y, por tanto, puede no reflejar bien las diferentes situaciones de manejo de los cultivos tanto en zonas declaradas como vulnerables, como en las no consideradas vulnerables. Dicho balance no contempla algunos términos del ciclo del nitrógeno que podrían ser relevantes.

Para ello, se ha recabado información climática, edáfica, agronómica, geográfica y de las prácticas culturales de una zona de la Comunidad Valenciana, con valor agrario y ganadero, como es la comarca de Los Serranos, para poder realizar un balance de N en los principales cultivos de dicha comarca. Para ello se ha utilizado un modelo matemático que simula el comportamiento de agua y solutos en el suelo (LEACHM), aplicado en este caso al ciclo del nitrógeno, con el fin de mejorar el ajuste del balance de N y añadir nuevos términos no incluidos en el balance oficial.

Tras el estudio de los resultados obtenidos, se observa que existen diferencias importantes entre lo reflejado en el balance oficial, en cuanto al tipo de fertilización (mineral u orgánica), aportes nitrogenados y pérdidas por volatilización, y algunos términos de los balances obtenidos en la zona estudiada. Esto podría deberse a la fuente de donde se han obtenido, pero también, a la gran variabilidad regional y de prácticas culturales, existentes.

Se han incluido nuevos términos al balance de N como la lixiviación de nitrato y la acumulación de nitrógeno mineral en el suelo. Las simulaciones realizadas para diferentes condiciones climáticas, muestran que un régimen de alta precipitación genera grandes pérdidas de N por lixiviación. Por otro lado, suelos con características texturales que favorecen la humedad, con poco drenaje, estimulan la mineralización de la materia orgánica, permitiendo una acumulación de nitrógeno mineral en forma de nitrato en el perfil del suelo.

También se observa que ciertas prácticas de abonado pueden provocar pérdidas importantes si no son reguladas; es el caso de la combinación del aporte de purines con fertilización mineral en cultivos como los cítricos en la zona de estudio. Por tanto, deberían tenerse en cuenta aspectos como la forma química, el fraccionamiento en los aportes y el nitrógeno mineral remanente, a la hora de generar recomendaciones que lleven a una fertilización nitrogenada eficaz y sostenible manteniendo un balance de N en el suelo equilibrado.

Palabras clave: Balance de nitrógeno, lixiviación, LEACHM, nitrógeno mineral, fertilización, prácticas de abonado.

Alumno: Josep Baruc García Mecinas

Tutor: Prof. Dr. Salvador Calvet Sanz

Tutor: Prof. Dr. Antonio Lidón Cerezuela

Titulación: Máster Universitario en Ingeniería Agronómica

Valencia, febrero de 2023

ABSTRACT

Nitrogen (N) is applied as a fertilizer in agriculture, but the excess of this element can cause environmental and public health problems.

According to current legislation, there are areas declared as vulnerable to nitrate contamination that have certain restrictions on the supply of nitrogenous fertilizers. At the same time, there is a nitrogen balance established by the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, called "Nitrogen balance in Spanish agriculture" that could be misaligned in some of its terms and for certain crops, since it has been carried out at the provincial level. Therefore, it may not reflect well the different crop management situations both in areas declared as vulnerable, and in those not considered vulnerable. This balance does not contemplate some terms of the nitrogen cycle that could be relevant.

For this reason, climatic, edaphic, agronomic, geographical information and cultivation practices of an area of the Valencian Community, with agricultural and livestock value, such as the region of "Los Serranos", has been collected in order to carry out a balance of N in the main crops of said region. Consequently, a mathematical model that simulates the behavior of water and solutes in soil (LEACHM) has been used, applied in this case to the nitrogen cycle, in order to improve the adjustment of the N balance and add new terms not contemplated in the official balance.

After studying the results obtained, it is observed that there are important differences between what is reflected in the official balance, in terms of the type of fertilization (mineral or organic), nitrogenous inputs and volatilization losses, as well as some terms of the balances obtained in the studied area. This could be due to the source from which they have been obtained, but also to the great regional variability and existing cultural practices.

New terms have been added to the N balance such as "nitrate leaching" and "mineral nitrogen accumulation in soil". The simulations carried out for different climatic conditions show that a high rainfall regime generates large losses of N due to leaching. On the other hand, soils with textural characteristics that favor humidity, with little drainage, stimulate the mineralization of organic matter, allowing an accumulation of mineral nitrogen in the form of nitrate in the soil profile.

It is also observed that certain composting practices can cause significant losses if they are not regulated. This is the case of the combination of slurry input with mineral fertilization found in crops such as citrus, in the study area. Therefore, aspects such as the chemical form, the fractionation in the inputs and the remaining mineral nitrogen should be taken into account when providing recommendations that lead to an effective and sustainable nitrogen fertilization while maintaining a balanced balance of N in soil.

Keywords: Nitrogen balance, nitrate leaching, LEACHM, mineral nitrogen, fertilization, manure practices.

Student: Josep Baruc García Mecinas

Tutor: Teacher. Dr. Salvador Calvet Sanz

Tutor: Teacher. Dr. Antonio Lidón Cerezuela

Degree: Máster Universitario en Ingeniería Agronómica

Valencia, February 2023

Transmitir mi más sincero agradecimiento a la Cátedra Planeta y Desarrollo Sostenible por brindarme la oportunidad de realizar las prácticas que me han permitido realizar este Trabajo Fin de Máster.

También querría expresar mi agradecimiento a mis tutores: Antonio Lidón y Salvador Calvet, por su ayuda en la planificación, información, organización y revisión de este trabajo.

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1.	PROBLEMÁTICA DE LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO.....	4
1.1.1.	Riesgos para la salud.....	4
1.1.2.	Riesgo medioambiental	4
1.2.	CICLO DEL NITRÓGENO Y FERTILIZACIÓN.....	6
1.3.	IMPORTANCIA DE LA FERTILIZACIÓN.....	9
1.4.	CARACTERIZACIÓN DE PURINES	10
1.5.	BALANCE DE NITRÓGENO DE LA COMUNIDAD VALENCIA.....	11
1.6.	UTILIZACIÓN DE MODELOS DE SIMULACIÓN.....	11
1.7.	APLICACIÓN PRÁCTICA DEL PROYECTO	13
2.	OBJETIVOS.....	13
3.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
3.1.	UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	14
3.2.	ETAPAS DEL TRABAJO FINAL DE MASTER	15
3.2.1.	Datos Climáticos.....	15
3.2.2.	Datos de cultivo.	17
3.2.3.	Datos de suelo.....	18
3.2.4.	Aplicaciones de fertilizante y prácticas culturales.	19
3.3.	MODELO DE SIMULACIÓN LEACHM Y TRATAMIENTO DE DATOS.....	20
3.4.	DATOS INICIALES REQUERIDOS POR EL MODELO Y DATOS DE SALIDA	21
3.5.	DESCRIPCIÓN DE LOS ESCENARIOS CONSIDERADOS	22
3.5.1.	Cebada abonada con purín	22
3.5.2.	Almendro abonado con abono inorgánico.....	22
3.5.3.	Naranja fertirrigado	23
3.5.4.	Naranja fertirrigado y abonado con purín	23
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	24
4.1.	BALANCE DE NITRÓGENO DE UN CULTIVO DE CEBADA FERTILIZADO CON PURÍN	24
4.2.	BALANCE DE NITRÓGENO DE UN CULTIVO DE ALMENDRO FERTILIZADO CON ABONO MINERAL	27
4.3.	BALANCE DE NITRÓGENO EN UN CULTIVO DE CÍTRICOS FERTIRRIGADO	31

4.4	BALANCE DE NITRÓGENO DE UN CULTIVO DE CÍTRICOS FERTIRRIGADO Y CON APORTES DE PURÍN	34
5.	CONCLUSIONES.....	37
6.	BIBLIOGRAFÍA.....	39
7.	ANEJOS.....	42

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1: Ciclo del nitrógeno en un suelo cultivado (Pascual y Noguera, 1987).</i>	6
<i>Figura 2: a) Localización de la comarca Els Serrans. b) Densidad ganadera a nivel municipal. c) Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario en la Comunidad Valenciana (Calvet et al, 2021).</i>	14
<i>Figura 3: Etapas planteadas en el Trabajo Final de Máster.</i>	15
<i>Figura 4: Principales procesos del ciclo del nitrógeno y del agua que contempla el modelo LEACHM. (Ferrer, R. 2010).</i>	20
<i>Figura 5: Lixiviación de NO_3^- (kg N/ha) estimada con el modelo LEACHM en un suelo cultivado con cebada y fertilizado con purín para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	25
<i>Figura 6: Variación del contenido de NO_3^- (kg N/ha) simulada con LEACHM en un suelo cultivado con cebada y fertilizado con purín para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	26
<i>Figura 7: Simulación de la lixiviación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con almendro y abonado con un fertilizante mineral de síntesis, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	29
<i>Figura 8: Simulación de la variación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con almendro y abonado con un fertilizante mineral de síntesis, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	30
<i>Figura 9: Simulación de la lixiviación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con cítricos y fertirrigado, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	32
<i>Figura 10: Simulación de la variación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con cítricos y fertirrigado, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	33
<i>Figura 11: Simulación de la lixiviación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con cítricos, fertirrigado y abonado con purín, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	35
<i>Figura 12: Simulación de la variación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con cítricos fertirrigado y abonado con purín, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).</i>	36

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1: Datos climáticos mensuales del escenario de precipitación alta (año 2018) (Fuente: SIAR, estación de Pedralba)</i>	<i>16</i>
<i>Tabla 2: Datos climáticos mensuales del escenario de precipitación media (año 2019) (Fuente: SIAR, estación de Pedralba)</i>	<i>16</i>
<i>Tabla 3: Datos climáticos mensuales del escenario de precipitación baja (año 2012) (Fuente: SIAR, estación de Pedralba)</i>	<i>17</i>
<i>Tabla 4: Cultivos con mayor superficie cultivada en la comarca Els Serrans. Fuente: Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE).</i>	<i>17</i>
<i>Tabla 5: Clasificación de los municipios de Els Serrans, a la derecha, ordenados por porcentaje de superficie cultivada. A la izquierda, ordenados según superficie que abarcan dentro de cada municipio. Fuente: Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos.</i>	<i>18</i>
<i>Tabla 6: Perfil de suelo citrícola ubicado en el municipio de Benaguasil. Fuente: Proyecto LUCDEME: Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana.</i>	<i>19</i>
<i>Tabla 7: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kg N /ha para los 3 escenarios de precipitación en cebada fertilizada con purín.....</i>	<i>24</i>
<i>Tabla 8: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los 3 escenarios de precipitación en cebada fertilizada con purín.</i>	<i>26</i>
<i>Tabla 9: Nitrógeno orgánico remanente procedente del purín para los tres escenarios de precipitación. 27</i>	
<i>Tabla 10: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kg N /ha para los tres escenarios de precipitación en almendro con fertilización inorgánica.</i>	<i>28</i>
<i>Tabla 11: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los 3 escenarios de precipitación en almendro con fertilización inorgánica.</i>	<i>29</i>
<i>Tabla 12: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kg N/ha para los tres escenarios de precipitación en cítricos con fertirrigación.</i>	<i>31</i>
<i>Tabla 13: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los 3 escenarios de precipitación en naranja con fertirrigación.</i>	<i>32</i>
<i>Tabla 14: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kg N/ha para los tres escenarios de precipitación en cítricos con fertirrigación y adición de purín.</i>	<i>34</i>
<i>Tabla 15: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los tres escenarios de precipitación en cítricos con fertirrigación y adición de purín.</i>	<i>35</i>

1. INTRODUCCIÓN

El presente Trabajo Final de Máster, desarrollado en el marco de una colaboración con la Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural i Emergència Climàtica, a través de un contrato de prácticas ofertado por la Cátedra Planeta y Desarrollo Sostenible de la UPV, pretende abordar dos problemas relacionados con el medio ambiente y que constituyen el objeto del trabajo: Por un lado, la **gestión de estiércoles ganaderos** que dadas sus características (composición química, olores, naturaleza, etc.), y elevada producción, son un agente contaminante muy importante a tener en cuenta. Por otro lado, cómo **mejorar el estado de las aguas**, subterráneas y superficiales, en cuanto a su contenido en nitratos, que en gran medida se debe al uso de fertilizantes nitrogenados de síntesis en agricultura y al uso de los estiércoles ganaderos, bien como fertilizante o como enmiendas orgánicas aportadas a los suelos agrícolas.

De estos dos objetivos principales, se deriva un objetivo secundario, el cual es: **reajustar el balance de nitrógeno de los cultivos de la Comunitat Valenciana** presentado en el informe "BALANCE DEL NITRÓGENO EN LA AGRICULTURA ESPAÑOLA, 2016" (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2016). Dicho balance se realizó a partir de datos recopilados por el Ministerio, no siempre representativos de lo realizado por los agricultores, como es el caso de la venta de fertilizantes o purines que pueden ser utilizados, o no, en una determinada campaña. En este trabajo, se realizarán los balances de nitrógeno (N) en determinados cultivos, a partir de datos aportados por los agricultores, datos obtenidos mediante trabajo de campo y el apoyo de un modelo de simulación, con la finalidad de averiguar si el balance vigente se corresponde con la realidad de la agricultura valenciana.

Cabe mencionar que la ganadería es un sector productor de un gran volumen de estiércoles. Éste representa un 36% de la producción agraria a nivel nacional y un 19% en la Comunitat Valenciana (Ámbito de actuación. Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica Generalitat Valenciana. Recuperado el 1 de enero de 2021, de <https://acortar.link/GPqlfu>). Al tratarse de un sector tan importante, la gestión de los desechos derivados de la actividad ganadera debe hacerse con sumo cuidado para evitar, en la medida de lo posible, problemas medioambientales como la contaminación y eutrofización de las aguas superficiales y subterráneas.

La magnitud del problema deriva del importante peso que tiene esta actividad en el sistema productivo. Las principales producciones ganaderas en la Comunitat Valenciana son la porcina, avícola, bovina y cunícola. En ellas predomina la producción intensiva, con un alto grado de tecnificación y empleo de mano de obra cualificada. Destacan, por número de granjas y/o animales, las explotaciones de ganado porcino y avícola, con 1350655 cerdos y 933 granjas, y, 21684183 aves y 624 granjas, respectivamente (Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática, 2021). Sin embargo, a pesar de la importancia del sector avícola, el presente trabajo se centrará en la gestión de purines (resto porcino) por ser el de mayor volumen y difícil gestión, y, por tanto, el que genera mayor impacto medioambiental.

Estas cifras, traducidas en términos de volumen de estiércoles y masa de nitrógeno, equivaldrían a más de un millón de metros cúbicos de purín y cerca de 8 millones de kilogramos de N por año, susceptibles de acabar en el medio acuático, contaminándolo, si no se realiza una gestión y uso adecuado de este residuo. Dichas cifras evidencian la importancia de la gestión de éste en la Comunidad Valencia. Sin embargo, la presencia de nitrato en las aguas es un problema

presente en multitud de países con actividad ganadera, y es por ello, que la Unión Europea ha establecido un marco normativo donde se establecen las medidas dirigidas a prevenir y reducir la contaminación de las aguas.

A continuación, se muestra el marco normativo a nivel europeo, nacional y autonómico:

- A nivel europeo, la referencia es la Directiva 91/676/CEE, de 12 de diciembre sobre Protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.
- A nivel estatal, 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 reemplaza el anterior Real Decreto 261/1996, buscando una mayor protección ambiental dado que baja el límite para considerar aguas vulnerables a 25 mg/L, en el caso de las aguas superficiales, y a 37.5 mg/L, en aguas subterráneas. En la práctica esto conlleva a un aumento de la extensión de las zonas consideradas vulnerables a la contaminación por N. Por otro lado, el Real Decreto 1051/2022, de 27 de diciembre, por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios, presta especial atención al manejo de fertilizantes con el fin de favorecer la implantación de un sistema alimentario más sostenible y establece unas buenas prácticas agrícolas mínimas para la nutrición del suelo agrario.
- A nivel autonómico destaca la ORDEN 10/2018, de 27 de febrero, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, sobre la utilización de materias fertilizantes nitrogenadas en las explotaciones agrarias de la Comunitat Valenciana. [2018/2319]

El programa de actuación, de obligado cumplimiento en zonas vulnerables de la Comunidad Valenciana y pendiente de revisión tras la publicación del nuevo Real Decreto de enero de 2022, establece que se debe desarrollar en dichas zonas las actuaciones necesarias para reducir la contaminación por nitratos de origen agrario en los acuíferos, permitiendo recuperar valores por debajo del límite crítico de 50 mg NO₃⁻/L con la finalidad de conseguir un nivel de calidad del agua aceptable para cualquier uso.

Por otro lado, la ORDEN 10/2018 sobre utilización de materias fertilizantes, establece un máximo de aplicación de N, procedente de materia orgánica ganadera, en zonas vulnerables de 170 kg N/ ha-año, pudiéndose completar los requerimientos del cultivo con fertilizantes nitrogenados de síntesis.

La contaminación por N es un problema arrastrado desde hace más de 20 años. Una investigación realizada por la Universidad de Valencia en 1991 arrojó que la concentración de nitratos superó los niveles máximos tolerables según la legislación española en 95 municipios; de estos, las concentraciones superaban el doble del valor máximo en 32, y en otros 18 municipios los niveles superaban los 150 mg/l, con riesgos para la salud de los lactantes (Miñana Victoria et al., 1991). En 1999, la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana señalaba que alrededor del 8% de la población de la Comunidad Valenciana tenía agua potable con niveles de nitratos superiores a 50 mg L⁻¹ (Conselleria Medio Ambiente, 1999). Por tanto, se hace patente la necesidad de realizar estudios que permitan mejorar la gestión de estiércoles ricos en nitrógeno, así como el uso adecuado de fertilizantes nitrogenados.

Las concentraciones de nitratos en las aguas superficiales y subterráneas puede variar desde prácticamente “cero” hasta más de 200 mg NO₃⁻/L, según las condiciones geoquímicas, los procedimientos de evacuación de desechos humanos y animales, como de intensa sea la fertilización en áreas de riego, así como las descargas industriales de productos nitrogenados

(Cañas Pérez, 2001; Ramos et al., 2002). Esto implica que los factores externos juegan un papel muy importante a la hora de aumentar el contenido de nitrato en el suelo, y, por tanto, demostraría la necesidad de realizar estudios localizados.

En la misma línea, y dada la variabilidad del contenido de N del agua, se hace evidente la necesidad de estudiar los procesos de lixiviación de nitrógeno, los cuales varían en función de los mencionados anteriormente (Cañas Pérez, 2001), pero también, en función del cultivo, tipo de suelo, clima, fertilización, etc., haciéndose patente la necesidad de establecer modelos predictivos que permitan mejorar, y afinar el cálculo del balance de N, y reajustar la normativa actual (De Paz y Ramos, 2004).

Por ello, en este trabajo, se pretende estudiar el ciclo del nitrógeno en zonas vulnerables específicas y con presencia de actividad agrícola y ganadera, considerando las extracciones de N de los diferentes cultivos y otros procesos del ciclo del N además de aquellos factores externos como el clima, el tipo de suelo, la fertilización orgánica y mineral, entre otros, que determinan el balance global de N. Dadas sus características agrícolas (secano y regadío) y ganaderas, la zona seleccionada es la de la comarca de Els Serrans (Valencia).

Como apoyo para representar los principales procesos del N en el suelo se utilizará la herramienta informática LEACHM, la cual, incorpora un modelo predictivo del ciclo del nitrógeno y del agua en el suelo. A partir de los resultados obtenidos, se reajustarán los datos del balance de nitrógeno actual incorporando en la medida de lo posible algunos componentes no considerados, otorgando con ello mayor fiabilidad al balance de N, y se establecerán una serie de recomendaciones que permitan mejorar la gestión de estiércoles y de la fertilización y, con ello, el estado de las aguas respecto a su contenido en nitratos.

1.1. PROBLEMÁTICA DE LA CONTAMINACIÓN POR NITRATOS DE ORIGEN AGRARIO.

1.1.1. Riesgos para la salud

La presencia elevada de ion nitrato en el agua de consumo humano constituye un riesgo para la salud, puesto que:

- Se pueden producir nitrosaminas, las cuales, son cancerígenas a su llegada al estómago. Sin embargo, una extensa investigación no ha logrado identificar de manera concluyente al nitrato como la causa de un mayor riesgo de cáncer (L'hirondel y L'hirondel, 2002).
- Produce metahemoglobinemia, enfermedad que se caracteriza por generar niveles elevados de metahemoglobina en sangre. Esta enfermedad se produce cuando la hemoglobina contiene la forma férrica Fe^{3+} , en vez de Fe^{2+} , incrementando así la afinidad por el oxígeno de la sangre y, por tanto, reduciendo la capacidad de liberarlo. Esto deriva en problemas respiratorios. Otro síntoma es la coloración azul de la piel.

La incidencia de esta enfermedad está mejor documentada cuando aparece vinculada al consumo de agua con niveles elevados de nitratos (Ávila y Sansores, 2003). Los nitratos ingeridos a través de alimentos no son tóxicos ya que son metabolizados rápidamente. Sin embargo, pueden ser reducidos por las bacterias del sistema digestivo produciendo nitritos, los cuales pueden conllevar a dolencias tales como cianosis y problemas respiratorios. Entre 1945 y 1965 se notificaron 3000 casos de esta enfermedad en los países industrializados, la mayor parte de ellos ligados a zonas con pozos situados en las proximidades de granjas donde existía una elevada concentración de nitratos (Ávila y Sansores, 2003). Sin embargo, salvo en los casos en que las unidades de producción estén situadas en localidades sensibles, la infiltración de nitratos procedentes del estiércol aplicado a las tierras de cultivo es muy inferior a la de los fertilizantes químicos (Pacheco et al., 1997).

1.1.2. Riesgo medioambiental

Uno de los principales riesgos medioambientales derivados del uso del N en la agricultura es la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales. Generalmente, esta consecuencia deriva de la excesiva fertilización y de unas prácticas de riego poco optimizadas (Hall et al., 2001) que contribuyen a un deterioro de los recursos hídricos (Nixon et al., 2000; Ball et al., 2005; Heathwaite et al., 2005; Abrantes et al., 2006).

Otros problemas derivados de la excesiva presencia de N en el medio pueden ser: la acumulación de nitratos en los alimentos y en el agua potable (que ocasiona las enfermedades descritas en el apartado anterior), la disminución del ozono estratosférico y troposférico debido a la emisión de óxidos de nitrógeno, la contribución al calentamiento global por el incremento de gases de efecto invernadero (por ejemplo el óxido nitroso), la acidificación del suelo por la deposición seca y húmeda, y la eutrofización del medio acuático debido a la incorporación excesiva de N y P en los cauces de agua.

A continuación, se desarrollan los problemas mencionados:

- **Efecto Invernadero:**

Los procesos llevados en la agricultura, la quema de biomasa y el uso de fertilizantes nitrogenados son las principales fuentes de emisión de óxido nitroso (N_2O). Otras fuentes de

emisión se encuentran en algunos de los procesos biológicos relacionados con el ciclo del N en el suelo, así como en la desnitrificación del estiércol en los suelos (MITECO, 2021).

Se genera por la termólisis controlada del nitrato de amónico ($\text{NH}_4\text{NO}_3 \rightarrow 2\text{H}_2\text{O} + \text{N}_2\text{O}$) y también por la reacción del amoníaco (NH_3) con ácido nítrico (HNO_3).

En la actualidad contribuye en la generación del 5% del efecto invernadero artificial, y ataca la capa de ozono. La vida del óxido nitroso en la atmósfera es de entre 110 y 150 años (Asencio, I. 2002), lo que implica que las consecuencias de su liberación abarcan un amplio periodo de tiempo.

- **Acidificación del agua y el suelo:**

Las emisiones gaseosas anteriormente mencionadas, así como, las emisiones de amoníaco (NH_3) o dióxido de azufre (SO_2), tras sufrir ciertas transformaciones químicas en la atmósfera, conducen a la **deposición ácida** (precipitación húmeda o seca de partículas y la captura de vapores ácidos en la superficie del planeta). Dicha deposición, contamina los ecosistemas al cargarlos de compuestos de carácter ácido en forma líquida, gaseosa o de partículas. Estas sustancias ácidas, en cualquiera de sus formas, pueden generar problemas, tales como:

- La pérdida de disponibilidad de nutrientes para la agricultura en **suelos acidificados**, y la pérdida de iones metálicos, por lixiviación y escorrentía, que acabarán en las masas de aguas superficiales y/o subterráneas.
- Las acidificaciones de suelos y aguas permiten la liberación de iones metálicos, como el aluminio, muy tóxicos para la mayoría de los organismos, y que, en elevadas concentraciones, pueden ocasionar la muerte de la fauna y flora presentes en el suelo o en las masas de agua, desequilibrando el ecosistema. Si bien, no provocan la muerte, otro problema añadido es la permanencia de estos metales en la cadena trófica.

- **Eutrofización:**

Diferentes estudios han demostrado que existe una correlación directa y positiva entre los aportes netos de N en sistemas agrícolas y la exportación de N fluvial, independientemente que se trate de pequeñas cuencas hidrográficas, grandes cuencas fluviales (Boyer et al., 2002) o áreas de drenaje regional (Howarth et al., 2002). Otro estudio, de todas las principales cuencas hidrográficas que desembocan en el Océano Atlántico Norte, indica que los flujos de N se han incrementado de 2 a 20 veces desde la época preindustrial, lo cual, es directamente proporcional a los aumentos en las entradas de N a estas regiones agrícolas que están dominadas por el uso de fertilizantes minerales (Howarth et al., 1996).

El exceso de abonado, en concreto, el abonado nitrogenado, derivado de la intensificación agrícola, puede resultar en la eutrofización del medio acuático. El resultado de estos excesos, es el aprovechamiento del N por parte de algas, verdiazules y macrófitas, que proliferan rápidamente, agotando el oxígeno del agua, provocando la muerte de la fauna acuática por asfixia. Dichas algas también producen toxinas que afectan a peces, ganado y seres humanos (Rabalais, 2002).

Por tanto, dada la importancia de los problemas derivados de un uso ineficiente del N en el medio agrícola, está justificada la realización de estudios que permitan ajustar debidamente el balance de N en la agricultura para evitar los problemas mencionados, evitando con ello el exceso de abonado nitrogenado.

1.2. CICLO DEL NITRÓGENO Y FERTILIZACIÓN

Puesto que el N es el macronutriente que en mayor cantidad necesitan la mayoría de cultivos, el ciclo del nitrógeno del suelo es uno de los ciclos biogeoquímicos de mayor importancia en la agricultura porque de él dependen los aportes nitrogenados necesarios para el mantenimiento de óptimas producciones. Las transformaciones bioquímicas que ocurren en el suelo producen compuestos nitrogenados en formas asimilables por la planta (amonio y nitrato). Sin embargo, las formas de N solubles en agua pueden contaminar masas de agua en zonas vulnerables.

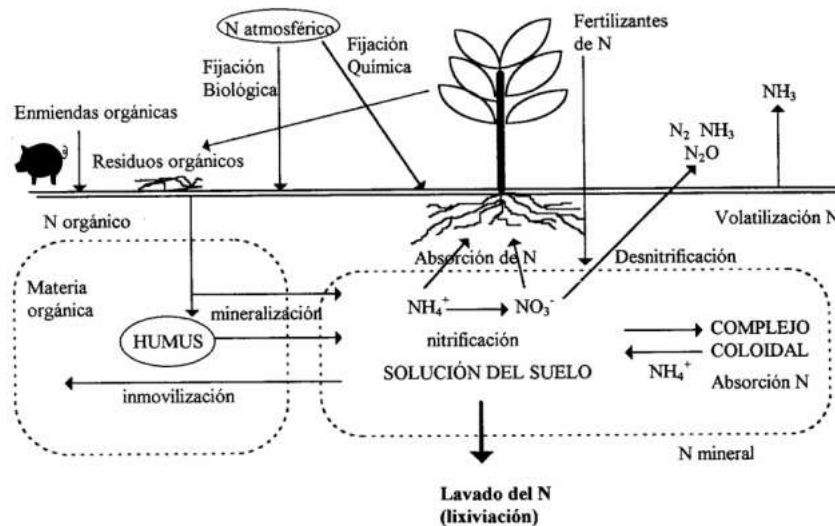


Figura 1: Ciclo del nitrógeno en un suelo cultivado (Pascual y Noguera, 1987).

Como se muestra en la figura 1, el ciclo del nitrógeno se puede interpretar como un balance de entradas y salidas de nitrógeno en un volumen de suelo, donde además ocurren una serie de transformaciones asociadas a dicho ciclo que condicionan la disponibilidad del N por la planta en la zona radicular.

Entradas: Fertilización orgánica e inorgánica, aportes de agua de lluvia y riego, deposición húmeda y fijación biológica.

Salidas: Extracciones por la planta, desnitrificación, volatilización, lixiviación y escorrentía.

Transformaciones: Mineralización del nitrógeno orgánico, nitrificación del amonio e inmovilización del nitrógeno.

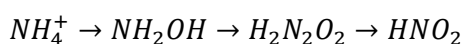
A continuación, se explican los términos más relevantes del ciclo del nitrógeno:

Mineralización: proceso por el cual el nitrógeno orgánico se transforma a nitrógeno mineral en forma de amonio (NH_4^+). Alrededor del 90% del nitrógeno total en suelos está en forma orgánica no disponible para la planta. El nitrógeno orgánico en el suelo puede ser convertido por actividad microbiana a ion amonio por el proceso de **amonificación** (Keeney y Walsh, 1972).

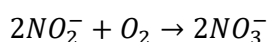
El N inorgánico representa aproximadamente un 2% del N total del suelo, encontrándose en formas de nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y, en menor medida, nitrito (NO_2^-). Estas formas inorgánicas son transitorias en el suelo, por lo que las cantidades de N inorgánico del suelo son

extremadamente variables, pudiendo existir desde unos pocos gramos hasta más de 100 kg·ha⁻¹ de N. Debido a que el N es absorbido por las plantas, como N inorgánico, constituye un aspecto fundamental para la nutrición vegetal (Perdomo et al., 2003).

Nitrificación: Se denomina nitrificación a la producción de compuesto intermedios durante la transformación de N orgánico a N inorgánico. Estas transformaciones se producen gracias a la acción de bacterias capaces de oxidar el amonio y el nitrito. Las bacterias nitrificantes capaces de oxidar el NH₄⁺ a NO₂⁻ son principalmente del género *Nitrosomonas* (*Nitrosobacteriaceae*, orden *Pseudomonadales*) (Alexander, 1965):



Posteriormente el nitrito se oxida a nitrato, esta vez, por bacterias del género *Nitrobacter*:



Los compuestos mencionados, al tratarse de óxidos, son altamente solubles y, por tanto, susceptibles de ser arrastrados por escorrentía o lixiviados hacia capas más profundas del suelo si se produce un aporte excesivo de agua ya sea procedente de altas precipitaciones o del riego.

Lixiviación: Es el desplazamiento en el suelo de nitratos y nitritos disueltos en agua. El movimiento de los nitratos es dependiente de la cantidad de agua que está infiltrando el suelo y el contenido de humedad de éste, que depende de la precipitación, porosidad y permeabilidad. Durante los períodos lluviosos, aumenta la lixiviación de nitratos ya que los niveles de humedad del suelo son altos y la tasa de evapotranspiración es reducida (Alexander, 1965), produciéndose movimiento del agua hacia capas más bajas de suelo.

Inmovilización del nitrógeno: El proceso de nitrificación también se puede dar de forma inversa. Esto sucede cuando las bacterias utilizan el nitrógeno para sintetizar sus propias proteínas, de modo que, compiten con la planta en la absorción del nitrógeno. Este proceso se da mientras el amonio se descompone a nitrito o nitrato y evita que el N sea lixiviado pues no está en sus formas solubles. Existen estudios que indican que, si los estiércoles incorporados al suelo tienen menos de 1,5 % de N, o lo que es igual, una relación C/N ≥ 25, se produce inmovilización del mismo, mientras que si el N de éstos supera el 1,5%, la mineralización resulta la reacción dominante (Conti, 2000).

Extracción por la planta: Constituye la salida más importante del ciclo del N, en el caso de suelos agrícolas. La planta extrae N del suelo en las formas minerales mencionadas, y las utiliza para la síntesis de sus propias proteínas. Las extracciones varían en función de las necesidades de N del cultivo y de la disponibilidad de éste.

Desnitrificación: Reducción de nitratos o nitritos para formar productos gaseosos que se liberan a la atmósfera, principalmente óxido nitroso (N₂O), el cual, puede ser reducido a dinitrógeno (N₂). Esta reducción se da cuando disminuye la presión parcial de O₂ en el suelo, y los óxidos de N actúan como aceptores terminales de electrones (Giambigi et al., 1990). Dicho de otro modo, cuando se acaban las reservas de O₂ en el suelo, las bacterias utilizan el nitrato y nitrito para obtenerlo mediante procesos anaeróbicos. Se trata de salida de nitrógeno del medio.

Volatilización: Emisión gaseosa de N en forma amoniacal (NH_3). Se produce generalmente al aplicar abonos nitrogenados en forma amónica en suelos alcalinos ($\text{pH} > 8$). Se produce por un desequilibrio entre amonio y amoniaco en la disolución del suelo tras la aplicación de abonos, estiércoles o urea (cuando ésta se transforma a amonio). Según Oenema y col. (2007), un máximo del 52% de N se aprovecha como nutriente para cultivos, mientras que el resto se pierde, principalmente por volatilización de NH_3 .

Escorrentía: Se refiere a las pérdidas de nitrógeno que se producen con el agua de lluvia que circula libremente por la superficie del terreno con cierta pendiente.

Deposición atmosférica: Proceso mediante el cual el nitrógeno atmosférico se deposita sobre la superficie del suelo.

Fertilización inorgánica: Uso de compuestos químicos o de síntesis para aportar N al cultivo. Estos pueden ser: nítricos, ureicos, amoniacales, etc.

Fertilización orgánica: Uso de compuesto orgánico con la finalidad de su transformación en humus que acabará mineralizándose lentamente. Para ellos se aplica al terreno: estiércoles, restos de poda, purines, etc. Los abonos orgánicos son formadores de **humus** que van enriqueciendo al suelo enmendando sus peculiaridades y características, como el pH, suplencia de iones y la quelatación de fósforo, potasio y magnesio (Sosa, 2015).

1.3. IMPORTANCIA DE LA FERTILIZACIÓN.

La fertilización tiene por objeto restituir los nutrientes extraídos con la cosecha y aportar aquellos nutrientes que no están en el suelo o lo están en formas no disponibles. Generalmente se utilizan fertilizantes inorgánicos para la fertilización de cultivos. Estos fertilizantes, en el caso del N, son de rápida absorción y muy eficientes, sin embargo, existe un gran inconveniente frente a la fertilización orgánica, y es la facilidad con la que estos compuestos inorgánicos son disueltos en agua, lixiviados o perdidos por escorrentía, disminuyendo su eficacia lo que implica la aplicación de más fertilizante favoreciendo así el deterioro del medio.

En cuanto a los fertilizantes orgánicos (estiércol, purín, gallinaza, ...), también son potenciales contaminantes, ya que están constituidos por una fracción mineral más o menos importante, dependiendo del tipo de fertilizante orgánico, y otra fracción que se encuentra en forma orgánica y que, por tanto, deberá ser mineralizada para ser utilizada por el cultivo. En este sentido, se puede entender la fertilización orgánica como una fertilización de liberación lenta por su parte orgánica, puesto que esta se mineraliza lentamente generando iones absorbibles por la planta, y de liberación rápida por su parte mineral. Éstos permiten un ahorro con respecto a fertilizantes minerales de síntesis, benefician la fertilidad del suelo, reducen contaminantes y disminuyen el gasto energético y las emisiones, siempre y cuando, se controlen las dosis aportadas y las dinámicas de mineralización del nitrógeno de la parte orgánica para evitar la sobrefertilización (Irañeta, 2012). Por otro lado, se puede realizar un abonado mixto (orgánico y de síntesis) aprovechando las bondades de cada tipo de fertilizante.

Dado que los fertilizantes orgánicos sufren procesos de mineralización, el contenido de carbono y nitrógeno son los factores más relevantes a la hora de obtenerlos y aplicarlos. La importancia de cada una de las diferentes fracciones condicionará, en gran parte, la eficacia agronómica del nitrógeno que dependerá, para un determinado cultivo, de:

- La cinética de mineralización en función de las características del suelo (humedad) y del clima (temperatura).
- La dinámica de la absorción del nitrógeno, característica de cada cultivo.
- Las pérdidas específicas del nitrógeno por volatilización (importante en caso de estiércoles con contenido elevado de compuestos ureicos y amoniacales).

1.4. CARACTERIZACIÓN DE PURINES

Desde el punto de vista físico, los purines están formados por un material heterogéneo de color oscuro constituido por las deyecciones sólidas y líquidas, restos de alimentos y agua procedente del lavado de los establos (Bertrand, 1993). Este material actualmente se considera un desecho que genera problemas de contaminación ambiental y costos de transporte y disposición para las empresas (González -Nilo, 2010). Sin embargo, también se considera que aporta nutrientes para las plantas y materia orgánica para los suelos y produce un ahorro en el gasto de fertilizantes, según señala un estudio realizado sobre las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales procedentes de las depuradoras de la comunidad Valenciana (Cortina et al., 2001).

Como materia orgánica los purines mejoran las propiedades y características del suelo como su reacción (pH), cargas variables, capacidad de intercambio iónico, quelatación de elementos, disponibilidad de fósforo y potasio, y sirve de sustrato alimenticio para la población microbiana haciéndolo más propicio para el buen desarrollo del cultivo (Trinidad, 2014).

Desde el punto de vista químico, los purines tienen una gran variabilidad en su composición, afectada por la dieta que recibe el animal en cada una de las fases productivas en que se encuentra: lactante, gestante, lechones destetados, cerdos en crecimiento, etc. Por ejemplo, en la fase de crecimiento de los cerdos, estos solo retienen el 37% del N y el 43% del P, siendo el resto excretado en los purines. Adicionalmente, en la cadena de gestión del purín se producen pérdidas de gases nitrogenados como el amoníaco que hacen que el valor fertilizante del mismo disminuya notablemente (MAPA, 2017).

En la tabla 1 que se muestra en el ANEJO 1, se pueden observar las características físico-químicas del purín en las distintas fases de producción porcina. Estos valores se han utilizado para realizar las simulaciones de los diferentes balances de N de este trabajo. En concreto se han introducido en el modelo de simulación (LEACHM) los siguientes datos del purín procedentes de la etapa en la que los cerdos están en crecimiento: materia seca, densidad, materia orgánica, contenido en N y relación C/N.

1.5. BALANCE DE NITRÓGENO DE LA COMUNIDAD VALENCIA

En la tabla del ANEJO 2 se muestra el balance de nitrógeno para diferentes cultivos de la Comunidad Valenciana que recoge el Ministerio de Agricultura en el informe “Balance de nitrógeno de la agricultura española 2016”. En dicha tabla se muestran las entradas y salidas de N en el suelo. En filas inferiores se calcula el balance total de N.

Se puede apreciar que las entradas de N en el balance fundamentalmente vienen dadas por los aportes de fertilizantes minerales, especialmente en cultivos citrícolas y en cereales. Por otro lado, las salidas de N del balance vienen dadas principalmente por la volatilización del N en forma amoniacal y las extracciones de las cosechas. Al estudiar el balance total, se observa que éste es positivo (entradas > salidas); por tanto, una importante fracción del exceso de N es susceptible de perderse y contaminar el medio, o bien, pasa a formar parte de algún otro término del balance del N, como la acumulación de N en el suelo, que no se contempla en la tabla del Ministerio. Por ello, es interesante incluir dichos términos en el balance pues lo hacen más preciso y permiten una mejor toma de decisiones en la planificación del abonado, evitando la sobrefertilización.

Es sabido que el balance del Ministerio se ha realizado a partir de datos bibliográficos y cálculos estadísticos como, por ejemplo, la venta total de fertilizantes aplicada a la superficie de la Comunidad Valencia y, por tanto, es posible que los datos no se ajusten a la realidad de las aplicaciones realizadas. Es por ello que un estudio localizado, a pie de campo, unido al uso de modelos de simulación que aporten términos del balance no contemplados, podría ayudar a reafirmar o mejorar la fiabilidad de los datos aportados por el Ministerio de Agricultura.

Para realizar la simulación se han considerado relevantes los siguientes términos, por su peso dentro del balance oficial, únicamente para los cultivos de cereal (cebada), cítrico (naranja) y almendro, por ser éstos cultivos representativos de la comarca Els Serrans:

- Entradas: Las entradas de N por fertilización en sus diferentes tipos (mineral y orgánica).
- Salidas: Extracciones del N que realiza el cultivo y la volatilización de gases procedentes del abonado.

1.6. UTILIZACIÓN DE MODELOS DE SIMULACIÓN.

Los modelos numéricos de simulación son aproximaciones o simplificaciones de situaciones reales que permiten conocer el funcionamiento conjunto de un sistema y de los procesos que en él se desarrollan y, en su caso, predecir su comportamiento en diferentes situaciones o condiciones. Atendiendo al tipo de salida que proporcionan existen dos tipos de modelos predictivos: modelos deterministas y modelos estocásticos. Los modelos deterministas son modelos matemáticos donde el conjunto de datos de entrada que alimenta al modelo producirá un resultado único e invariable, sin contemplarse la posibilidad de otro resultado o la incertidumbre del mismo. Por otro lado, los modelos estocásticos, se refieren a todos aquellos modelos cuyo comportamiento es intrínsecamente no determinístico, por lo que sí se contemplan las entradas de datos con cierta incertidumbre y se generan, por tanto, resultados que expresan la probabilidad de ocurrencia de una determinada situación.

A su vez, dependiendo del proceso que contemplen dichos modelos y su tratamiento, se pueden clasificar en modelos; mecanicistas y funcionales. Los modelos mecanicistas describen de forma completa y mediante ecuaciones de tipo físico los procesos que ocurren en el sistema,

mientras que los funcionales, son más simples e incorporan menos variables y complejidad matemática, caracterizándose por el uso de relaciones empíricas y/o estadísticas.

Existen infinidad de aplicaciones para estos modelos. En lo que respecta al contenido de N en el suelo, dichos modelos se han utilizado como herramienta de asesoramiento a agricultores, para divulgar información e incluso para predecir los movimientos de este elemento en el sistema suelo-planta-atmósfera, entre otros. Existen numerosos modelos de simulación del comportamiento del N en el suelo como N-Able (Greenwood et al., 1996), CERES (Tsjui et al., 1994), LEACHM (Wagenet and Hutson, 1989), GLEAMS (Leonard et al., 1987), EUROTATE-N (Rhan et al., 2007), etc.

En este trabajo se utilizará un modelo mecanicista determinista para predecir la dinámica del nitrógeno en el suelo de acuerdo a su comportamiento en la relación suelo-planta-atmósfera. Se atenderá a la transformación de éste en sus distintas formas químicas, tanto orgánicas como minerales, a la retención de éstas en el suelo, así como a las pérdidas gaseosas y por lixiviación.

El proceso de modelización del N en el suelo presenta considerables dificultades derivadas de la variabilidad de la entrada de datos en el modelo y de la complejidad del proceso en sí (Lidón, 2004), como se muestra en los siguientes puntos:

- Temporalidad de las entradas de agua y nitrógeno al suelo.
- Extracciones de nitrógeno por la planta, transformaciones microbianas, lixiviación.
- Variabilidad del contenido de agua en el suelo debida a las precipitaciones, evaporación, evapotranspiración, riego, y condicionada a su vez por la propia variabilidad de las propiedades físico-químicas del suelo.

Para la modelización del transporte de nitrato en el suelo, generalmente, se utiliza la vía mecanicista. El movimiento a través del suelo se considera resultado de procesos físicos de convección, o flujo de masa, y difusión en respuesta a gradientes de concentración. Dichos movimientos vienen expresados por la ecuación de Richards para la dinámica del flujo del agua en la zona no saturada y por la ecuación de convección-dispersión para la caracterización del transporte de solutos. Estas ecuaciones son ecuaciones diferenciales de segundo orden y su resolución dependerá de las condiciones iniciales y de contorno del sistema, y del tipo de procesos considerados, recurriéndose a soluciones numéricas, ya que son mucho más versátiles que las analíticas en cuanto al rango de condiciones iniciales y de contorno admisibles, así como fácilmente adaptables a la heterogeneidad de las propiedades del suelo, aunque a veces requieren parámetros de difícil estimación (Lidón, 2004).

De entre toda la oferta de modelos de predicción, en el presente trabajo se ha utilizado el modelo de simulación LEACHM (Leaching Estimation And Chemistry Model) por los siguientes motivos:

- Experiencia previa en su aplicación.
- Estructura organizada en rutinas.
- Sencillez de uso del modelo.
- Buenos resultados en otros trabajos similares.

1.7. APLICACIÓN PRÁCTICA DEL PROYECTO

Estudiar la dinámica del ciclo del nitrógeno en diversos escenarios (precipitaciones, cultivos, suelos, manejo) para evaluar la importancia de ciertos procesos y las diferencias entre los datos oficiales reportados en el balance de N y los datos obtenidos en campo. Por otro lado, se pueden proponer medidas de abonado que eviten la sobrefertilización puesto que utilizando el modelo predictivo se puede estimar el nitrógeno perdido, el nitrógeno retenido en el suelo y el nitrógeno que se mineralizará a lo largo del cultivo, lo que permitiría ajustar las dosis de abonado nitrogenado para minimizar las pérdidas por lixiviación, con el consiguiente ahorro en insumos para el agricultor y la reducción del riesgo de contaminación. Por último, comprobar la eficiencia de la fertilización orgánica, en este caso con purín de cerdo, y averiguar las implicaciones que podría tener su uso.

2. OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como objetivo general mejorar el conocimiento de la fertilización nitrogenada de los cultivos para mejorar la eficacia de esta práctica.

Los objetivos específicos son los siguientes:

- Incorporar términos nuevos, como la lixiviación o las pérdidas gaseosas, al balance de N de algunos cultivos de la Comunidad Valenciana con la finalidad de hacerlo más preciso.
- Comprobar si existe un sobredimensionado en algunos términos del balance oficial del Ministerio, como, por ejemplo, los aportes de fertilizante.
- Promover el reciclado de deyecciones ganaderas, mediante su uso como fertilizante.
- Aplicar una metodología que permita tomar mejores decisiones en la práctica del abonado.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona seleccionada para llevar a cabo las simulaciones ha sido la comarca de Els Serrans, como se muestra en la figura 2a. Es una zona de alta actividad ganadera, como se muestra en la figura 2b, en la que se generan grandes volúmenes de estiércol y purín, que debe ser gestionado, por ejemplo, aplicándolo al suelo en zonas cultivadas. La mala gestión de dichas aplicaciones puede derivar en problemas medioambientales. Por tanto, al ser una comarca con cultivos de secano y de regadío, y con necesidad de gestión de deyecciones ganaderas, es una buena zona donde realizar simulaciones del ciclo del nitrógeno en cultivos que reciban fertilización mineral y orgánica.

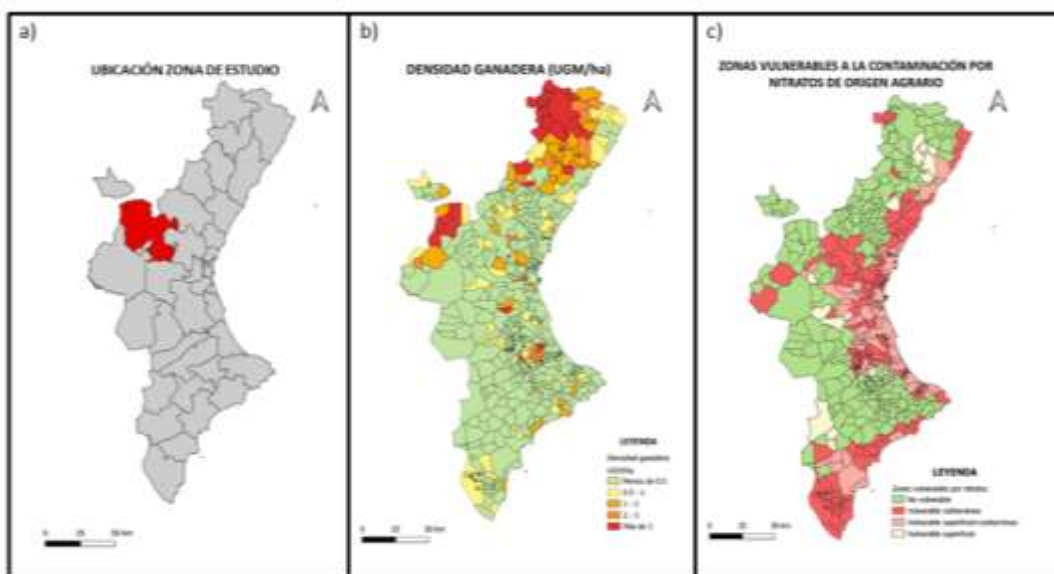


Figura 2: a) Localización de la comarca Els Serrans. b) Densidad ganadera a nivel municipal. c) Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario en la Comunidad Valenciana (Calvet et al., 2021).

Por otro lado, en la figura 2c se puede observar que existen zonas declaradas como vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario, lo que implica que los resultados obtenidos del balance de nitrógeno podrían tener un interés ecológico, dado que se podrán dar pautas de abonado que reduzcan la contaminación. Las zonas no vulnerables también son de interés porque son zonas a proteger, por lo que es de especial importancia realizar una adecuada fertilización en esas zonas.

Por último, se trata de una zona donde se encuentra muy diferenciadas las zonas con cultivos en secano, por tratarse de una comarca de interior de la Comunidad Valenciana, y al mismo tiempo, de regadío, por su proximidad al curso alto del río Turia. Esto permite elegir entre un amplio abanico de cultivos donde realizar simulaciones del ciclo del nitrógeno.

En definitiva, se ha elegido la comarca de Els Serrans por tener tres características importantes para llevar a cabo este trabajo: variabilidad de cultivos, zonas con alta actividad ganadera y zonas con vulnerabilidad a la contaminación por nitratos.

3.2. ETAPAS DEL TRABAJO FINAL DE MASTER

El presente trabajo se realiza en tres etapas: recopilación de datos, tratamiento de datos mediante el uso del modelo LEACHM y, por último, el análisis de dichos datos y su comparación con los datos oficiales que, en este documento, correspondería con el apartado 4 de Resultados y discusión. En la figura 3 se muestra un esquema de las etapas en las que se ha realizado el trabajo. Como se puede observar, en la etapa de recopilación de datos, se indica brevemente la información recabada y la fuente de la que ha sido obtenida, sin embargo, en los siguientes puntos se concretará más esta información.

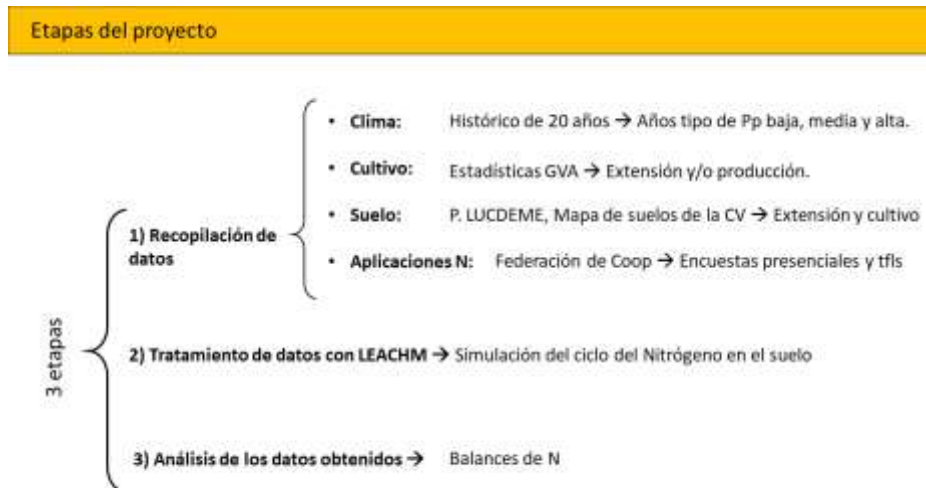


Figura 3: Etapas planteadas en el Trabajo Final de Máster.

3.2.1. Datos Climáticos.

Los datos climáticos se obtuvieron del Servicio de Información Agroclimática para el Regadío (SIAR; <http://www.siar.es>), en concreto de la estación meteorológica situada en Pedralba, por ser de las existentes en la provincia de Valencia la más cercana a la zona objeto de estudio. Del histórico de datos climáticos entre el año 2000 y 2020, se eligieron los años de mayor y menor precipitación anual (mm), y un año con las precipitaciones habituales de la zona con la finalidad de generar tres escenarios de precipitaciones, ya que esta es una variable de especial consideración en los procesos de transporte del ciclo del nitrógeno en el suelo. Dichos escenarios son:

- a) **Año de precipitación alta:** corresponde con el año 2018 de la serie y tiene una precipitación anual de 630 mm. En la tabla 1, se muestran los valores mensuales de las variables de interés.

Tabla 1: Datos climáticos mensuales del escenario de precipitación alta (año 2018) (Fuente: SIAR, estación de Pedralba).

Mes	Temperatura media (°C)	Amplitud térmica (°C)	Precipitación (mm)	ETo (mm)
1	11,18	23,53	24,9	47,3
2	8,70	23,05	45,5	45,2
3	12,69	26,39	29,0	88,8
4	14,97	26,72	13,9	107,2
5	17,92	21,90	30,2	130,8
6	22,25	21,82	41,0	154,0
7	25,82	20,74	1,8	179,1
8	25,77	20,28	7,3	145,1
9	22,19	18,92	152,7	94,0
10	16,47	21,69	136,5	63,6
11	12,61	19,04	140,0	36,2
12	11,53	21,50	7,6	33,2

- b) **Año de precipitación media:** corresponde con el año 2019 de la serie y tiene una precipitación de 403 mm·año⁻¹. La tabla 2 recoge los valores mensuales de las variables de interés para dicho año.

Tabla 2: Datos climáticos mensuales del escenario de precipitación media (año 2019) (Fuente: SIAR, estación de Pedralba).

Mes	Temperatura media (°C)	Amplitud térmica (°C)	Precipitación (mm)	ETo (mm)
1	9,63	20,72	0,6	43,4
2	10,56	26,05	0,2	53,7
3	13,02	25,53	21,3	88,6
4	13,68	24,04	118,2	92,4
5	17,25	24,17	33,5	131,5
6	21,64	29,85	0,2	159,2
7	25,63	20,14	7,1	168,1
8	25,07	25,48	42,3	144,9
9	21,92	21,30	96,6	96,0
10	18,72	24,58	18,9	72,9
11	14,04	24,40	7,7	62,3
12	12,16	23,25	57,3	39,3

- c) **Año de precipitación baja:** corresponde con el año 2012 de la serie y tiene una precipitación de 231 mm·año⁻¹. La tabla 3 recoge los valores mensuales de las variables de interés para dicho año.

Tabla 3: Datos climáticos mensuales del escenario de precipitación baja (año 2012) (Fuente: SIAR, estación de Pedralba).

Mes	Temperatura media (°C)	Amplitud térmica (°C)	Precipitación (mm)	ETo (mm)
1	9,96	21,87	25,0	42,3
2	7,81	28,07	0,0	64,2
3	12,14	23,51	6,4	94,0
4	14,81	22,03	58,6	121,9
5	19,99	27,78	0,2	164,1
6	24,37	28,29	3,2	184,2
7	24,87	24,54	0,2	179,8
8	26,45	25,02	16,0	168,8
9	21,83	22,96	61,2	114,5
10	17,76	27,50	27,8	74,5
11	13,34	23,34	31,9	41,8
12	12,04	21,84	0,0	42,4

Una vez establecidos los distintos escenarios de precipitación, además de los valores diarios de lluvia, se obtuvieron los de temperatura, evapotranspiración y amplitud térmica. En el ANEJO 3 se muestran los datos climáticos para los tres escenarios a, b y c.

3.2.2. Datos de cultivo.

Els Serrans es una zona rural con una extensa, y variada, producción vegetal. Es por esto que se llevó a cabo una clasificación de los cultivos más relevantes de la comarca, para de este modo, enfocar el estudio en los cultivos mayoritarios y poder obtener, por parte de los agricultores, mayor información acerca de las prácticas culturales y de abonado habituales en dichos cultivos en la comarca. Los datos obtenidos mediante encuesta a los técnicos de las principales cooperativas de la zona se desarrollan en el punto 3.2.4. En primer lugar, se realizó una clasificación de los cultivos más relevantes ordenados según la superficie cultivada (tabla 4).

Tabla 4: Cultivos con mayor superficie cultivada en la comarca Els Serrans. Fuente: Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE).

Cultivos	Secano (ha)	Regadío (ha)	Total (ha)
Almendro	5890	642	6532
Olivo	2353	563	2916
Naranja	0	2435	2435
Vid	1401	361	1762
Cebada	1680	6	1686

Una vez seleccionados los cultivos mayoritarios, se averiguó que municipios se establecerían como zonas objetivo de las simulaciones del ciclo del nitrógeno. Para ello, se

siguieron criterios cuantitativos y extensivos. Para un mismo cultivo de los representados en la tabla 4, se obtuvieron los municipios con mayor extensión cultivada (**criterios cuantitativos**) y los municipios con mayor porcentaje de su superficie cultivada (**criterios extensivos**). Luego se contrastó dicha información y se eligió el municipio que representaría al cultivo dentro de la comarca. En la tabla 5 se muestra a modo de ejemplo la elección del municipio que representa al cultivo de cítricos.

Tabla 5: Clasificación de los municipios de Els Serrans, a la derecha, ordenados por porcentaje de superficie cultivada. A la izquierda, ordenados según superficie que abarcan dentro de cada municipio. Fuente: Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos.

MUNICIPIO	Superficie cultivada con cítricos (ha)	MUNICIPIO	Porcentaje de superficie cultivada con cítricos (%)
PEDRALBA	1242	PEDRALBA	42,36
CHULILLA	456	BUGARRA	35,96
BUGARRA	360	GESTALGAR	31,75
VILLAR DEL ARZOBISPO	125	DOMEÑO	28,64
DOMEÑO	112	CHULILLA	25,73
GESTALGAR	100	VILLAR DEL ARZOBISPO	6,50
LOSA DEL OBISPO	20	LOSA DEL OBISPO	5,54
CALLES	10	CALLES	1,67
CHELVA	6	SOT DE CHERA	1,31
SOT DE CHERA	4	CHELVA	0,36

Se puede observar como Pedralba es el municipio que lidera la tabla, tanto por superficie cultivada en comparación con el resto de municipios de la comarca de Els Serrans, como por porcentaje de su superficie total cultivada con cítricos. Por tanto, Pedralba es la zona objetivo para estudiar el ciclo del nitrógeno en un cultivo cítrícola en la comarca de Els Serrans. Similares clasificaciones se han realizado para el resto de cultivos y se encuentran en el ANEJO 4. Por otro lado, se obtuvieron datos acerca del ciclo de cultivo y las extracciones de nitrógeno de cada uno de los cultivos de diversas fuentes bibliográficas, como la Guía práctica de fertilización racional de los cultivos en España y manuales de cultivo específicos para cada cultivo.

3.2.3. Datos de suelo.

La información edáfica de cada zona de cultivo seleccionada se obtuvo de los mapas de suelo de la Comunidad Valenciana (Proyecto LUCDEME) para aquellos perfiles más representativos de los municipios seleccionados. De estos mapas de suelos se obtuvieron las principales características físico-químicas de los suelos, necesarios para realizar las simulaciones con LEACHM. En la tabla 6 se muestra, a modo de ejemplo, el perfil seleccionado en Pedralba para cultivos cítrícolas y los datos que requiere el modelo. El resto de información edáfica se puede encontrar en el ANEJO 5.

Tabla 6: Perfil de suelo cítrico ubicado en el municipio de Benaguasil. Fuente: Proyecto LUCDEME: Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana.

Libro	695		
Perfil	11		
Clasificación	Calcisol háplico		
Coor. UTM (x,y)	7,04 y 43,86		
Uso	Cultivo cítricos		
Niveles	Horizonte 1	Horizonte 2	Horizonte 3
Tipo Horizonte	Ap	Bw	Bck
Profundidad (cm)	15	40	55
Arena (%)	53	59	43
Limo (%)	31	24	35
Arcilla (%)	16	17	22
M.O (%)	2,59	1,04	0,17
N total (%)	0,11	0,05	0,02
C/N	13,69	12,09	(-)

Los parámetros hidráulicos del suelo necesarios para la resolución de las ecuaciones de transporte de agua y solutos que requiere el modelo se han obtenido utilizando la aplicación de Soil Water Characteristics del software de libre acceso SPAW (Soil-Plant-Air-Water), facilitado por el USDA (<https://www.ars.usda.gov/research/software/download/?softwareid=492>). Las funciones de pedotransferencia desarrolladas por Saxton (2009) permiten obtener las curvas características de retención (potencial matricial - humedad volumétrica) y conductividad (conductividad hidráulica - humedad volumétrica) del suelo. A partir de esta información y con el apoyo del software RETFIT que incorpora LEACHM se obtienen los parámetros a y b de la ecuación de Campbell (1974) que describen la relación entre las tres variables mencionadas.

3.2.4. Aplicaciones de fertilizante y prácticas culturales.

La información referente a las aplicaciones fertilizantes y prácticas culturales habituales en los principales cultivos de la zona se han obtenido mediante la realización de encuestas y entrevistas a los técnicos de las principales cooperativas de la comarca, así como a personal de la Federación de Cooperativas de la Comunitat Valenciana y agricultores de la zona. Los datos principales de la encuesta son:

- Nombre del abono
- Tipo de abono
- Forma química
- Dosis anual
- Manejo/aplicación
- Épocas de abonado
- Fraccionamiento de dichas dosis

En el ANEJO 6 se muestra la información obtenida. Esta información ha permitido obtener para cada cultivo las unidades fertilizantes, fraccionamiento, forma química utilizada y dosis de riego, en el caso de cultivos de regadío, así como las dosis utilizadas en el caso de la aplicación de purines.

3.3. MODELO DE SIMULACIÓN LEACHM Y TRATAMIENTO DE DATOS.

LEACHM (Leaching Estimation And Chemistry Model) es un modelo matemático de simulación desarrollado por Wagenet y Hutson en 1989 para describir el régimen de agua, sales y transporte de solutos en suelos no saturados o parcialmente saturados. Se ha utilizado en este trabajo el módulo de nitrógeno (LEACHM). Se trata de un modelo mecanicista determinista que ha sido ampliamente utilizado para simular el ciclo del N y ha sido validado en diferentes condiciones de campo y con diferentes solutos incluidos diferentes pesticidas (Jabro et al., 1995; Jemison et al., 1994).

En la figura 4 se describen los principales procesos considerados en el modelo LEACHM.

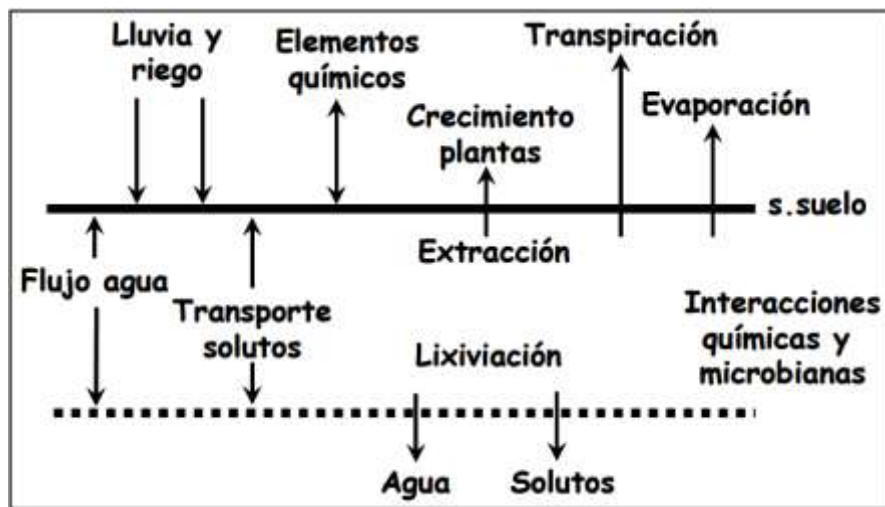


Figura 4: Principales procesos del ciclo del nitrógeno y del agua que contempla el modelo LEACHM. (Ferrer, R. 2010).

En el caso que aplica al desarrollo de este proyecto, los procesos contemplados entre el suelo y la atmósfera son: flujo de agua, transporte de nitrato, evapotranspiración, flujo de calor, transformaciones y extracciones de nitrógeno, crecimiento de las plantas y extracción de nitrógeno por las plantas.

Las principales ventajas del modelo LEACHM son la facilidad de uso y requerir poco tiempo de cálculo. Además, su organización en subrutinas independientes permite hacer ligeros cambios para cada uno de los procesos del ciclo del nitrógeno, si bien en ese caso sería necesario recompilar el programa. Estas subrutinas están relacionadas con los procesos considerados por el modelo y tratan los siguientes aspectos:

- Flujo de agua.
- Transporte de solutos
- Evapotranspiración
- Flujo de calor
- Transformaciones y extracciones de nitrógeno
- Crecimiento de las plantas
- Extracción de nitrógeno por las plantas

En ANEJO 7 se explican los aspectos más importantes de cada uno de los términos contemplados.

3.4. DATOS INICIALES REQUERIDOS POR EL MODELO Y DATOS DE SALIDA

Para llevar a cabo la simulación del ciclo del nitrógeno con LEACHM es necesario conocer qué considera el modelo como entradas y salidas de nitrógeno al medio. Las entradas de nitrógeno al suelo se consideran un dato de partida necesario para la simulación. Del mismo modo, también se necesitarán datos climáticos, del suelo y del cultivo.

A continuación, se muestran los datos requeridos por el modelo para llevar a cabo la simulación separados en bloques:

- Entradas de nitrógeno: Tratamientos fertilizantes (dosis, fecha de aplicación y forma química empleada), aportes de materia orgánica (dosis y fecha de aplicación), contenido de nitrógeno en forma mineral presente en el suelo al comienzo de la simulación. Datos obtenidos mediante encuesta con las cooperativas presentes en la zona objeto de estudio.
- Datos climáticos: Precipitación (diaria), evapotranspiración (semanal acumulada) y temperatura (promedio semanal). Datos obtenidos del SIAR en la estación ubicada en Pedralba.
- Datos de suelo: principales propiedades fisicoquímicas en cada capa del perfil de suelo, es decir, textura, densidad aparente, cantidad de materia orgánica, relación carbono-nitrógeno, espesor de la capa, conductividad hidráulica, humedad volumétrica inicial, relación potencial matricial – humedad volumétrica. Estos datos se han obtenido del Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana, Hojas 638, 637, 667 y 695 del proyecto LUCDEME, y del programa SAPW del USDA.
- Datos de las constantes relacionadas con el ciclo del nitrógeno: tasas de mineralización, que en este trabajo será $k = 0.0293 \text{ d}^{-1}$ (Montoya, 2008), nitrificación, volatilización y desnitrificación.
- Datos del cultivo: extracciones de N del cultivo para su desarrollo y patrón de crecimiento. Datos obtenidos del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2010).
- Como salidas de nitrógeno el modelo proporciona para cada una de las formas químicas minerales las extracciones realizadas por el cultivo, la lixiviación, la volatilización de NH_3 y la desnitrificación. También proporciona el modelo el cambio en el contenido de N mineral del perfil del suelo en el período simulado y la transformación del N orgánico (mineralización e inmovilización).

3.5. DESCRIPCIÓN DE LOS ESCENARIOS CONSIDERADOS

Se describieron diferentes escenarios para averiguar cuáles eran las principales salidas de nitrógeno en el perfil de suelo en los principales cultivos de la comarca y que aparecen en el balance de nitrógeno del Ministerio de Agricultura, y así comparar con las estimaciones oficiales. Cada uno de los datos comentados se muestra más en detalle en los ANEJOS 5 y 4. En el caso de los datos de salida del programa, se muestra un año completo de simulación en el ANEJO 7.

Todos los ensayos se han realizado para tres escenarios tipo de precipitación: alta, media y baja. En todos los escenarios se ha simulado un año de abonado siguiendo las prácticas habituales de cultivo en la zona (ANEJO 6). Para cada ensayo se eligió un cultivo situado en la comarca de Els Serrans como representación de todo el conjunto. Por tanto, los datos que variaron fueron:

- Las características del suelo: fisicoquímicas y biológicas.
- Las necesidades de nitrógeno del cultivo.
- Ciclo del cultivo.
- Perfil útil de suelo.
- Tipo de abonado y prácticas culturales.

3.5.1. Cebada abonada con purín

Para el ensayo de la cebada se ha elegido un suelo ubicado en las coordenadas UTM 6,67 y 44,24, en el municipio de Alpuente, en concreto en El Losar. Se trata de un suelo clasificado como Regosol éútrico cuyas características físico-químicas e hidráulicas se muestran en el ANEJO 5. Los momentos de aplicación de N se han obtenido de la publicación "*Cultivos herbáceos extensivos: cereales*" (Osca, 2007). Se ha estudiado un cultivo en secano fertilizado únicamente con purín, cuyas características químicas se muestran en el apartado 1.4 del presente proyecto.

En la simulación se realizaron dos aplicaciones. La primera corresponde a una aplicación de fondo en pre-siembra que se realizó el día 15 de junio en la que se aportaron un total de 300,4 kg N/ha, de los cuales 120,2 kg N/ha estaban disponibles para la planta en forma amónica y los otros 180,2 kg N/ha en forma orgánica, susceptibles de ser mineralizados. La segunda aplicación se realizó el día de 15 de febrero y correspondía a un abonado de cobertera previo al comienzo de la actividad vegetativa. Esta aplicación de purín supuso una entrada de 180 kg N/ha de N de los que 72 kg N/ha estaban en forma amónica y 108 kg N/ha estaban en forma orgánica.

Las aplicaciones se realizaron de este modo para simular las prácticas de cultivo habituales en la zona según las encuestas realizadas. Las simulaciones en este caso se realizaron de 01/06 a 01/06 del año siguiente (dependiendo del año seleccionado según precipitación).

3.5.2. Almendro abonado con abono inorgánico

En el caso del cultivo de almendro, el suelo seleccionado se encuentra en Alcablas, un municipio catalogado como vulnerable a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias según el DECRETO 86/2018 del 22 de junio. El perfil se ubica en las coordenadas UTM 6,97, 44,06, en concreto en el paraje de La Ombra. El suelo está clasificado como Calcisol pétrico y sus características físico-químicas e hidráulicas se recogen en el ANEJO 5. Los momentos de aplicación de N se han obtenido del libro "*La producción integrada en materiales leñosos. tomo V: la producción integrada en frutales de hueso*" (Salazar, 2017)

contrastando la dosis aplicada con las encuestas realizadas a las cooperativas de la zona. Se aplican 200 kg/ha de un fertilizante de síntesis granulado 8-5-12 con el N en forma amónica, entre los meses de enero a abril, sin riego. Se ha simulado un año de cultivo para tres escenarios de precipitación.

3.5.3. Naranja fertirrigado

El suelo de referencia se ubica en las coordenadas UTM 7.04 y 43.86, en el municipio de Benaguasil, en concreto, en el Pla de Paterna. Es una zona catalogada como vulnerable a la contaminación por nitratos según el DECRETO 86/2018. El suelo se clasifica como Calcisol háplico. Estos datos se amplían en el ANEJO 5.

El naranja es un cultivo que requiere de grandes volúmenes de agua y gran aporte de fertilizante disuelto en ella. En este caso se han aplicado 200 UF N/ha mediante riego por goteo. En líneas generales el 35% de las 200 UF N se aplica durante los meses de primavera, el 50% en verano y 15% restante se en otoño. Los cálculos de riego y abonado, donde se muestran las necesidades de riego según la ETC y la precipitación, la distribución de los riegos mensuales y los volúmenes de agua utilizados, se encuentran en el ANEJO 8 y han sido facilitados por el Servicio de Riegos del Instituto Valenciano de Investigación Agraria (IVIA) de la Conselleria d'Agricultura, Pesca, Alimentació i Aigua. De forma más específica, en el ANEJO 7 se muestra el contenido de fertilizante en el agua de riego y la distribución de los riegos a lo largo de un año tipo. La duración de la simulación ha sido de un año, contemplando los tres escenarios de precipitación. También se realizó una simulación, en cada año seleccionado, del suelo sin cultivo (ni riego, ni abonado), simulando lo que ocurre en la calle (zona de no cultivo) y estimando la contribución a la lixiviación y demás términos del balance de N de esta zona, lo que permite evaluar las pérdidas de N de toda la superficie.

3.5.4. Naranja fertirrigado y abonado con purín

En este caso se han utilizado los mismos datos que en que apartado 3.5.3, pero se ha considerado un aporte adicional de purín, en concreto 120 kg N/ha, los cuales contenían 48 kg N/ha en forma amónica y 72 kg N/ha susceptibles de ser mineralizados. El objetivo es averiguar los cambios que podría producir un aporte extra de materia orgánica en el cultivo, pues se trata de una nueva técnica implantada en la zona sobre la que se desconoce su eficacia. De nuevo, se realizará la simulación para los tres escenarios tipo de precipitación.

Como se ha comentado, debido a que LEACHM solo puede hacer balances unidimensionales, se han realizado una simulación para el área afectada por la fertilización por goteo y purín y otra para suelo abonado únicamente con purín y sin planta (sin contemplar fertirrigación, simulando lo que ocurre en la calle). Posteriormente se pondera cada una de estas simulaciones en función del área que es afectada por la presencia de la planta, de acuerdo a su marco de plantación. El área sombreada por los árboles coincide con el área fertirrigada y además abonada con purín y equivale al 50% de la superficie total. El resto de la superficie total, fue simulada únicamente con purín y equivale al otro 50%. Por tanto, ambas simulaciones fueron ponderadas por 0.5 y sumadas para obtener el resultado final de la simulación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. BALANCE DE NITRÓGENO DE UN CULTIVO DE CEBADA FERTILIZADO CON PURÍN

Según el balance de N publicado por el Ministerio de Agricultura el abonado de la cebada se realiza principalmente a base de fertilizantes inorgánicos. Por término medio se aplican unos 108 kg N/ha como fertilizante mineral frente a 1,62 kg N/ha de fertilizante de origen orgánico.

Sin embargo, tras contrastar esta información con la recogida en las encuestas realizadas a las cooperativas y en las entrevistas realizadas, se observa que en la comarca de Els Serrans es habitual el uso de fertilización orgánica (principalmente a base de purín) en el cultivo de cereales. Los datos recogidos muestran unas aplicaciones de 300 kg N/ha procedentes del purín (total de ambas fracciones, orgánica e inorgánica), cuyo fraccionamiento se contempla en el apartado 3.5.1.

Estas aplicaciones de purín superan con creces las 170 UF de N/ha que establece la ORDEN 10/2018, de 27 de febrero, del Conselleria, como límite de seguridad para zonas vulnerables. Sin embargo, Alpuente es un municipio que no aparece en el DECRETO 86/2018, de 22 de junio, por el que se designa municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias y, por tanto, aunque a priori las aplicaciones parecen excesivas, no existe ninguna restricción legislativa para estas aplicaciones que superan las 170 UF N/ha. Sería conveniente, no obstante, evaluar a medio plazo la fertilización en dicha zona para ajustar dosis según las características de precipitación del año anterior y evitar así problemas futuros de contaminación en esta zona que en la actualidad no los presenta. Para averiguar qué implicaciones podría tener dicho exceso de fertilización se realizaron las correspondientes simulaciones con LEACHM en cada uno de los escenarios de precipitación.

Según el balance de N publicado por el Ministerio, las pérdidas por volatilización del abonado son de 10,27 kg N/ha pero, tras realizar la simulación, se observó que dichas pérdidas varían entre los 36,8 y 62,7 kg N/ha, según el escenario de precipitación (tabla 7). Las pérdidas por desnitrificación se consideraron despreciables puesto que en ningún caso llegaron a superar los 2 kg N/ha.

Tabla 7: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kgN /ha para los 3 escenarios de precipitación en cebada fertilizada con purín.

Escenarios de precipitación	Pérdidas por volatilización del abonado (kg N/ha)	Pérdidas gaseosas por desnitrificación (kg N/ha)
Alta	36,8	0,8
Media	67,4	0,1
Baja	62,7	0
Balance oficial	10,27	–

Como se observa en la tabla 7, las pérdidas por volatilización son entre 4 y 6 veces mayores que las establecidas por el Ministerio, según sea el escenario de precipitación. Estas discrepancias son debidas a la no consideración de fertilización orgánica en el balance del Ministerio. En cualquier caso, sería recomendable realizar las aportaciones de purín de acuerdo a lo establecido en el nuevo 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, con el objeto de reducir las pérdidas por volatilización.

La figura 5 muestra las pérdidas de nitrógeno por lixiviación en forma de nitrato simuladas para los tres escenarios de precipitación (alta, media y baja). Para el tipo de aporte realizado, las pérdidas por lixiviación están condicionadas fuertemente por el régimen de precipitaciones.

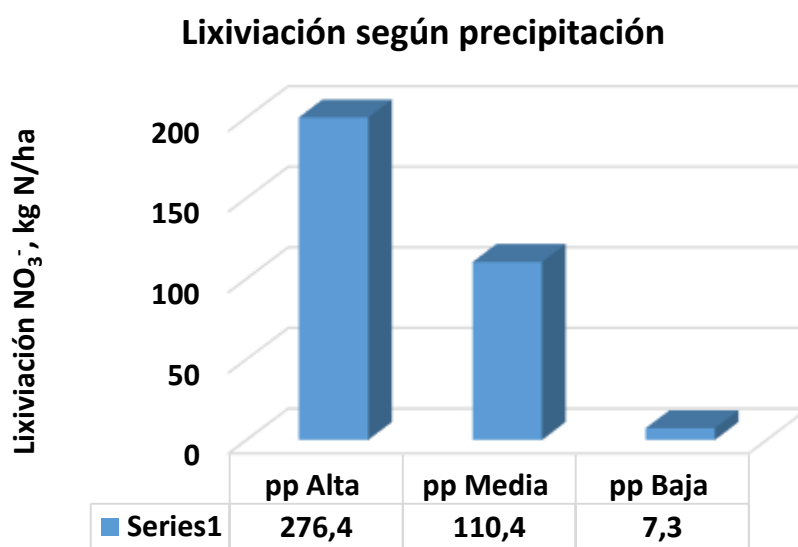


Figura 5: Lixiviación de NO_3^- (kg N/ha) estimada con el modelo LEACHM en un suelo cultivado con cebada y fertilizado con purín para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

Es evidente, que en un escenario de alta precipitación existen mayores pérdidas de nitrato por lixiviación. Los resultados varían entre los 276 y 110 kg N/ha para los años con precipitación media y alta, y solo existen unas pérdidas de 7,3 kg N/ha para el año de precipitación baja.

En términos de drenaje, como se muestra en la tabla 8, el volumen de agua de drenaje fue de 236 mm en el escenario de precipitación alta, 45 mm en el escenario de precipitación media y 3,5 mm en el de baja. Comparando estos datos con los de la figura 5 (lixiviación) resulta evidente pensar que un mayor drenaje de agua conlleva unas mayores pérdidas de N por lixiviación. Sin embargo, los resultados del cálculo de la ratio lixiviación/drenaje fueron 12, 25 y 20 g N/L, para cada uno de los escenarios de precipitación, alta, media, baja, respectivamente. La menor ratio obtenida para el escenario de precipitación alta, indicaría que, a partir de cierta cantidad de drenaje, la lixiviación no aumentaría con la misma intensidad, quizás porque el nitrato susceptible de ser lavado sería cada vez menor. Por el contrario, en los escenarios de Pp media y baja, las ratios aumentan de forma considerable (25 y 20 g N/L, respectivamente).

Tabla 8: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los 3 escenarios de precipitación en cebada fertilizada con purín.

	Lixiviación (kg N/ha)	Drenaje (mm)	Ratio (g N/L)
Precipitación alta	276	236	12
Precipitación media	110	45	25
Precipitación baja	7,3	3,5	20

A la vista de los datos se decidió estudiar el nitrógeno remanente en el suelo tras un año de cultivo para cada escenario tipo, puesto que para una misma aplicación, un menor lavado irá unido a una mayor acumulación de N mineral en el perfil de suelo. La figura 6 muestra la variación en el contenido de nitrato en el perfil de suelo para los 3 escenarios de precipitación evaluados. Como se puede observar en dicha figura, en los tres escenarios de precipitación queda nitrógeno remanente en el perfil de suelo susceptible de ser lixiviado o utilizado en el siguiente ciclo de cultivo.

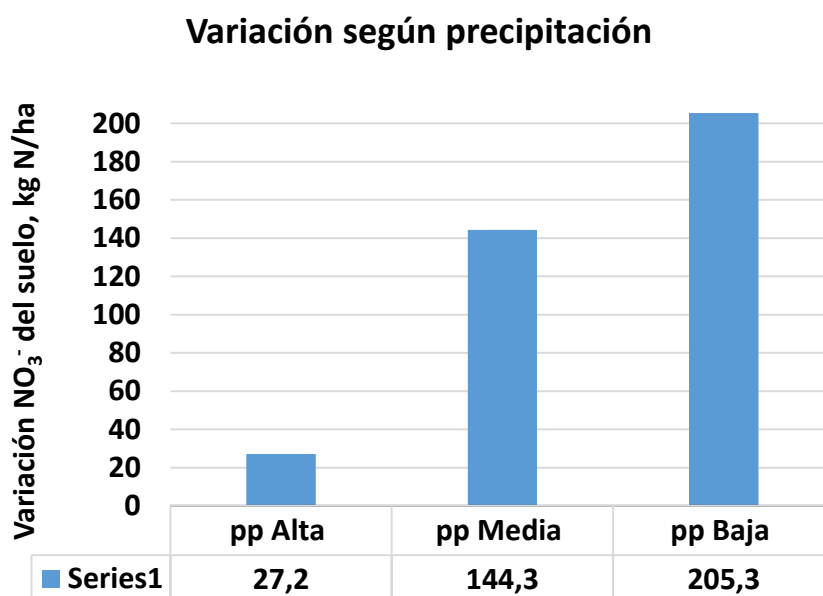


Figura 6: Variación del contenido de NO_3^- (kg N/ha) simulada con LEACHM en un suelo cultivado con cebada y fertilizado con purín para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

Los resultados muestran que, en años de precipitación media o baja, el contenido de N que queda en el perfil de suelo disponible para el siguiente ciclo de cultivo es considerable y debería ser tenido en cuenta a la hora de planificar el abonado del siguiente cultivo de la rotación.

A pesar de la acumulación en el suelo, existen unas grandes pérdidas por lixiviación debido al exceso de fertilización, por tanto, es necesario realizar un ajuste del abonado para evitar la contaminación de acuíferos y lechos de agua superficiales. Para realizar dichos ajustes es necesario saber cuánto N orgánico del aportado con el purín permanece en el suelo sin mineralizar. En la tabla 9 se muestran estos valores al final del ciclo de cultivo para cada escenario.

Tabla 9: Nitrógeno orgánico remanente procedente del purín para los tres escenarios de precipitación.

Escenarios de precipitación	N orgánico al final del ciclo (kg N/ha)
Precipitación Alta	79,6
Precipitación Media	77,2
Precipitación Baja	122,8

Durante el ciclo de cultivo de la cebaba se aplican cerca de unos 300 kg N/ha en forma orgánica, los cuales se mineralizan de forma parcial. Esto implica que al final del ciclo de cultivo se mineraliza el 72, 73 y 57 % del N orgánico aportado, según el escenario de precipitación alta, media y baja, respectivamente, dejando unos 80, 77 y 123 kg N/ha por mineralizar que deben ser tenidos en cuenta a la hora de realizar el siguiente plan de abonado, considerando que gran parte de este N no debería ser aplicado en el ciclo siguiente. Por ejemplo, para el año de precipitación baja al final de la simulación quedan en el suelo 272 kg N/ha, además de los 123 kg/ha que están en forma de N orgánico por mineralizar.

La mineralización se ve favorecida por las temperaturas altas y por la humedad cercana a la capacidad de campo. Se puede observar como a igualdad de temperatura ambiente en los tres escenarios contemplados, en un año seco el N orgánico tarda más en mineralizar. A modo orientativo se podría decir que, según las condiciones de la simulación, tras aportar purín en un año seco se parte con casi la mitad de N orgánico por mineralizar para el ciclo siguiente.

En conclusión, en la zona objeto de estudio se aplica más N orgánico del que se especifica en el balance oficial. Las pérdidas gaseosas son mucho mayores. Existe una gran acumulación de N en el terreno, pero también existen unas grandes pérdidas por lixiviación, especialmente en los escenarios de precipitación alta. Del N remanente al final del ciclo, gran parte es orgánico y debe mineralizarse para ser útil para la planta, especialmente en el escenario de precipitación baja donde las condiciones de temperatura y humedad no son favorables para dicho proceso.

4.2. BALANCE DE NITRÓGENO DE UN CULTIVO DE ALMENDRO FERTILIZADO CON ABONO MINERAL

En el caso del cultivo de almendro se realizó la simulación como cultivo de secano con fertilización inorgánica puesto que es la situación habitual en la comarca de acuerdo con la información recabada. Se simuló un aporte de 16 kg N/ha el día 1 de marzo, utilizando abono granulado con una formulación 8-5-12 (NPK). Según el balance del Ministerio de Agricultura se aplican 30 kg N/ha de nitrógeno mineral en los cultivos de almendro de la Comunidad Valenciana, lo que implica que se está aplicando cerca de la mitad en los cultivos de Alcupblas.

El abonado del almendro, debido a las bajas dosis aplicadas que reflejan, tanto en las encuestas realizadas, como en el balance del Ministerio de Agricultura, se puede considerar una práctica segura a pesar de que Alcupblas es un municipio contemplado como vulnerable según el DECRETO 86/2018; por otro lado, la dosis recomendada según la ORDEN 10/2018 es de 50 - 80 kg N/ha y año, y en ninguno de estos casos se supera esta dosis.

Por tratarse de una zona vulnerable, se quiso averiguar qué implicaciones podría tener la fertilización mineral, aunque con una dosis inferior a las establecida en la normativa, en un cultivo de secano. Por ello, se realizaron las correspondientes simulaciones del ciclo del nitrógeno con LEACHM.

En la tabla 10 se muestra una comparación entre pérdidas gaseosas simuladas con LEACHM para los distintos escenarios de precipitación y los resultados que ofrece el balance oficial del Ministerio de Agricultura. Las pérdidas simuladas mostraron pequeñas variaciones según los escenarios, donde se puede apreciar que aumentan conforme aumenta la precipitación. Ello podría ser debido a que el N aportado con el abonado (complejo 8-5-12) está en forma amónica y las pérdidas por volatilización se ven favorecidas con la humedad del suelo. La mayor parte de estas pérdidas se produjeron tras la fertilización, lo que indica la necesidad de incorporar este fertilizante al suelo una vez aplicado para reducir dichas emisiones.

Por otro lado, los resultados del modelo arrojaron una mayor pérdida gaseosa que la contemplada en el balance del Ministerio. Según los resultados de las simulaciones, las pérdidas por volatilización duplican o incluso triplican las del balance oficial, según el escenario de precipitación, a pesar de que se aplica menos fertilizante (16 kg N/ha). Las pérdidas por desnitrificación se consideraron despreciables no alcanzando los 2 kg N/ha en ningún caso.

Tabla 10: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kg N /ha para los tres escenarios de precipitación en almendro con fertilización inorgánica.

Escenarios de precipitación	Pérdidas por volatilización del abonado (kg N/ha)	Pérdidas gaseosas por desnitrificación (kg N/ha)
Alta	15,2	1,1
Media	14,1	1,8
Baja	12,5	1,0
Balance oficial	5,1	–

En la figura 7 se muestran los valores de lixiviación para cada uno de los tres escenarios de precipitación. Se observa que para los escenarios de precipitación media y baja los valores de lixiviación variaron entre 8 - 10 kg N/ha, en cambio en un escenario de precipitación alta, las pérdidas aumentaron considerablemente, alcanzando un valor de 138 kg N/ha. Debido a la baja dosis de abonado empleada en este cultivo, la elevada lixiviación en el escenario de precipitación alta es debida al N mineral acumulado en el perfil de suelo y al mineralizado procedente de la considerable materia orgánica (2,4 %) que ya contenía el suelo al principio de la simulación.

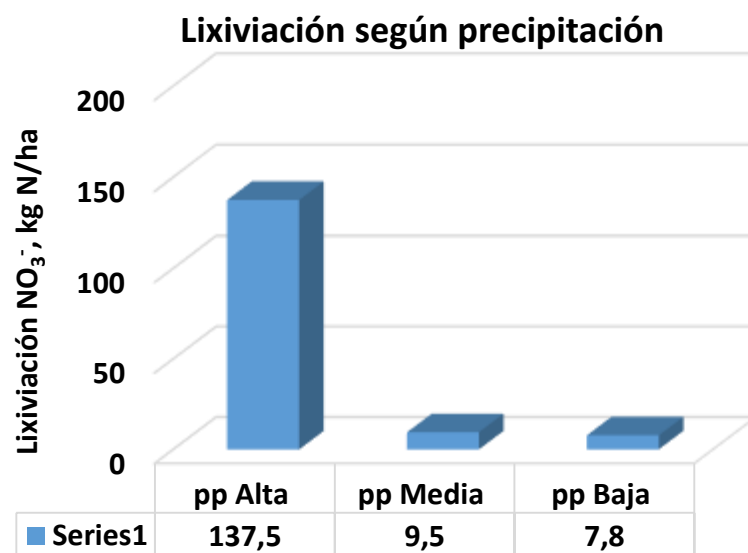


Figura 7: Simulación de la lixiviación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con almendro y abonado con un fertilizante mineral de síntesis, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

La tabla 11 muestra la lixiviación de nitrógeno mineral explicada en función del drenaje de agua producido por debajo de la profundidad radicular.

Tabla 11: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los 3 escenarios de precipitación en almendro con fertilización inorgánica.

	Lixiviación (kg N/ha)	Drenaje (mm)	Ratio (g N/L)
Precipitación alta	137,5	210,2	6,5
Precipitación media	9,5	22,4	4,2
Precipitación baja	7,8	22,5	3,4

Como se puede apreciar en la tabla 11, en los escenarios de precipitación media y baja, el drenaje de agua es prácticamente el mismo (22,4 y 22,5 mm, respectivamente), y del mismo modo, la lixiviación en estos escenarios es similar (8-10 kg N/ha). Esto puede ser debido a que el suelo objeto de simulación, debido a sus características texturales, es capaz de retener el agua produciendo bajo drenaje. La retención de agua genera un régimen de temperaturas y humedades que favorece la mineralización de la fracción orgánica de N del suelo, y, el bajo drenaje permite la acumulación del nitrógeno mineralizado en el perfil del suelo. Sin embargo, en el escenario de alta precipitación el drenaje es aproximadamente 6 veces superior y, por tanto, la lixiviación también lo es (14 veces mayor en este escenario) puesto que el agua infiltrada, contiene disueltas las sales de N (en forma nítrica) que se han acumulado en el perfil del suelo. Por tanto, es necesario atender a la capacidad de retención de agua del suelo y a su capacidad de conducirla hacia capas más bajas, además de la precipitación, para estimar la lixiviación de nitrato.

La figura 8 muestra la variación de nitrógeno mineral en el suelo para cada uno de los escenarios de la precipitación, calculado como diferencia entre el contenido al inicio y al final de la simulación.

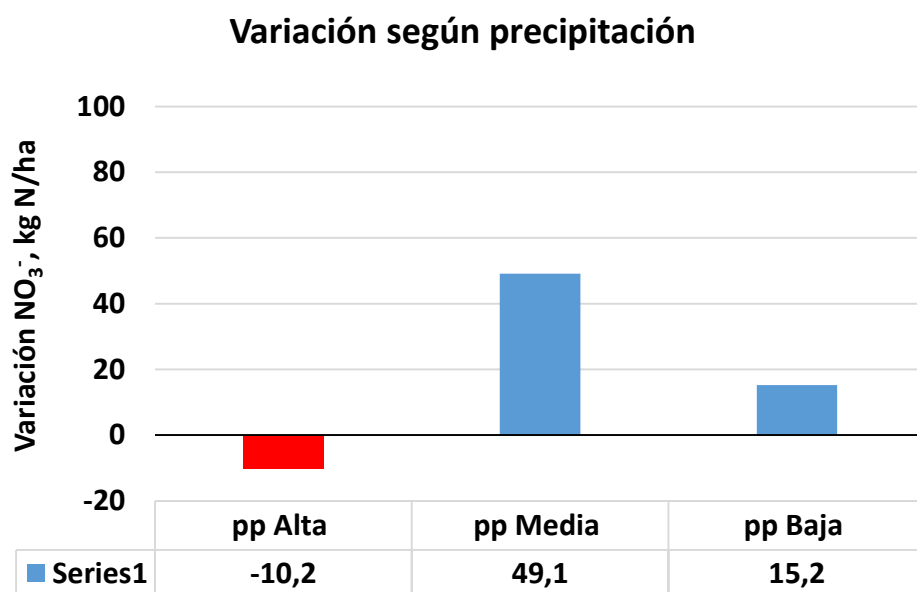


Figura 8: Simulación de la variación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con almendro y abonado con un fertilizante mineral de síntesis, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

La mayor acumulación de N mineral en el perfil de suelo se observó en el escenario de precipitación media, y puede deberse a que en este escenario se produjo una humedad en el suelo favorable a la mineralización del nitrógeno sin provocar excesiva lixiviación, puesto que en este escenario se produce un drenaje parecido al del escenario de precipitación baja y, sin embargo, recibe un volumen de agua mayor procedente de la pluviometría.

Sin embargo, para el escenario de alta precipitación se puede observar que existe una pérdida de 10 kg N/ha, lo que implica que bajo esas condiciones meteorológicas se lava parte del N remanente del suelo, indicando un balance de N negativo que debería ser tenido en cuenta a la hora de planificar el abonado del siguiente período de cultivo. En este caso no se calcula el N orgánico susceptible de ser mineralizado en el ciclo de cultivo siguiente puesto que únicamente se han realizado aportes de N inorgánico.

En conclusión, pese a la baja dosis de fertilización mineral utilizada, existe una pérdida importante por lixiviación, en el escenario de alta precipitación, la cual, se debe a la acumulación de N que se ha mineralizado gracias a las características texturales del suelo. Por tanto, resulta interesante atender, también, a la capacidad del suelo para retener y drenar agua, para planificar el abonado.

4.3. BALANCE DE NITRÓGENO EN UN CULTIVO DE CÍTRICOS FERTIRRIGADO

El cítrico es un cultivo de regadío y en la zona de Els Serrans predomina el riego por goteo, por tanto, las aportaciones de nutrientes se realizan mediante fertirrigación.

Según el Ministerio, en el cultivo de cítricos de la Comunidad Valenciana se están aportando cerca de 380 kg N/ha, sin embargo, según las encuestas realizadas se ha podido constatar que en la zona de Els Serrans se están aplicando unos 197 kg N/ha, cantidad que no supera los 180-220 kg N/ha para cultivos con riego localizado que se estipula en la ORDEN 10/2018, de 27 de febrero. Es decir, se aplica sustancialmente menos N que lo reflejado en el balance oficial y además se están respetando los límites de la ordenanza. La diferencia es importante y debería ser corregida, puesto que la mayor parte de la zona cítrica valenciana se encuentra en municipios declarados como zona vulnerable a la contaminación por nitrato procedente de fuentes agrarias y, por tanto, existe una limitación en el aporte de UF de N, el cual es muy inferior a lo reflejado en el balance oficial del Ministerio para el caso objeto de estudio.

La causa de estas diferencias es desconocida. Podrían deberse al uso, por parte del Ministerio de Agricultura, de datos de origen bibliográfico que no son representativos para la comarca estudiada, o bien, datos obtenidos indirectamente, como la venta de fertilizantes, que pueden utilizarse, o no, en la misma campaña. Otra causa posible, podría ser a la gran variabilidad regional que existe en cuanto a las prácticas culturales del sector cítrico en las distintas zonas de la Comunidad Valenciana, entre otros motivos. Sea como fuere, dicha diferencia debería estudiarse dada la existencia de una limitación al aporte nitrogenado en cítricos de la Comunidad Valenciana.

Para averiguar las diferencias que existen entre el balance del Ministerio y la realidad de la comarca de Els Serrans se realizaron las correspondientes simulaciones en LEACHM en cada uno de los escenarios de precipitación.

Las pérdidas por volatilización para un aporte de 380 kg N/ha en cítricos son 46.26 kg N/ha según los datos que proporciona el Ministerio. En la tabla 12 se muestran las pérdidas por volatilización que simula LEACHM para el aporte realizado en la zona objeto de estudio, según las encuestas realizadas (Anejo 6).

Tabla 12: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kg N/ha para los tres escenarios de precipitación en cítricos con fertirrigación.

Escenarios de precipitación	Pérdidas por volatilización del abonado (kg N/ha)	Pérdidas gaseosas por desnitrificación (kg N/ha)
Alta	15,7	0,9
Media	15,9	0,5
Baja	16,2	0,0
Balance oficial	46,26	–

Las pérdidas son semejantes en los tres escenarios de precipitación, y variaron entre 15,7 – 16,2 kg N/ha. Sin embargo, éstas son aproximadamente tres veces menores que las establecidas en el balance del Ministerio. Esto es debido a que la aplicación es mucho menor, pero también, podría deberse a que los cálculos del ministerio se han realizado para riego tradicional y no localizado. La composición del abono también influye en el cálculo de las pérdidas por volatilización. Las pérdidas por desnitrificación se consideran despreciables por no superar en ningún caso los 2 kg N/ha.

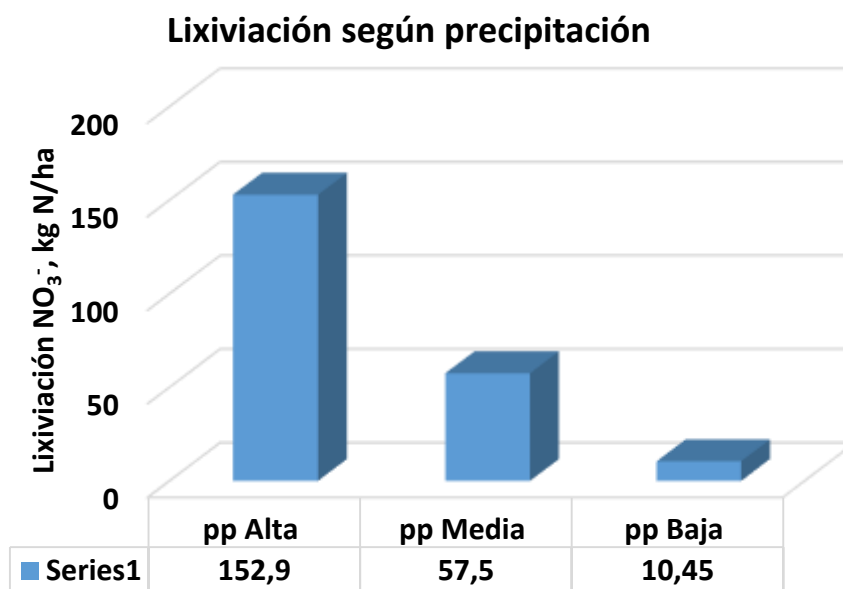


Figura 9: Simulación de la lixiviación NO_3^- (kg N /ha) en un suelo cultivado con cítricos y fertirrigado, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

En la figura 9 se muestra la lixiviación de nitrato en cada uno de los escenarios de precipitación para un cultivo de cítricos con fertirriego. En este caso, la lixiviación aumenta conforme aumenta la precipitación siendo ésta mucho mayor en el escenario de alta precipitación.

Tabla 13: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los 3 escenarios de precipitación en naranjo con fertirrigación.

	Lixiviación (kg N/ha)	Drenaje (mm)	Ratio g N/L
Precipitación alta	152,9	324,8	4,7
Precipitación media	57,5	87,2	6,6
Precipitación baja	10,45	26,2	4

En términos de drenaje (tabla 13) se puede observar que el escenario de precipitación alta fue el que produjo un mayor drenaje (324,8 mm) y, por tanto, el que más N lixivió (153 kg N/ha), alcanzando una ratio de 4,7 g N/L al final del año, debido al gran lavado. Por otro lado, en el escenario de precipitación baja, con un drenaje de agua de tan solo 26,2 mm y una lixiviación de unos 10 kg N/ha, se obtuvo una ratio similar (4 g N/L). Sin embargo, en este caso es debido a

un bajo drenaje que, cuando percola, lleva disuelto un contenido de nitrato importante. Por último, en el escenario de precipitación media se produjo un drenaje de 87,2 mm de agua y se obtuvo una ratio de 6,6 g N/L, superior a la de los escenarios anteriores; esto podría ser explicado por un lavado no tan alto como en el escenario de precipitación alta, pero que generó una humedad de suelo más favorable a la mineralización que en el caso de precipitación baja.

Este diferente comportamiento en la lixiviación, se refleja en diferencias en la variación de N mineral en el perfil de suelo según el escenario. En la figura 10 se muestra dicha variación en los tres casos evaluados.

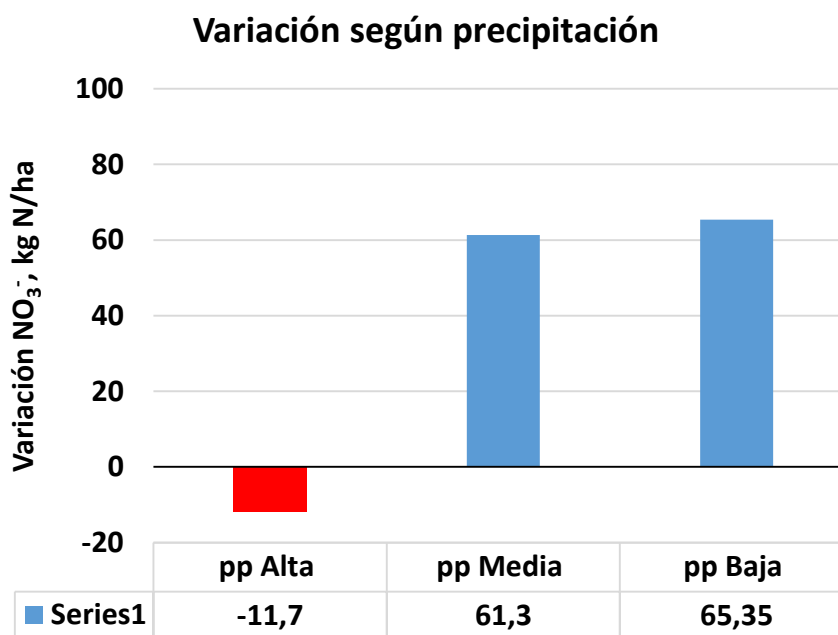


Figura 10: Simulación de la variación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con cítricos y fertilizado, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

La variación de N mineral en el perfil de suelo es semejante para los escenarios de media y baja precipitación, sin embargo, la lixiviación es mucho mayor en el escenario de precipitación media. Esto indicaría que la mineralización en el escenario de precipitación media sería mayor que en el de precipitación baja, quizás como consecuencia de un régimen de humedad en el suelo más favorable para este proceso, lo que contribuiría a que hubiera un mayor contenido de N mineral en el perfil de suelo.

Resulta evidente que los datos del balance del Ministerio de Agricultura no coinciden con la realidad de la comarca Els Serrans puesto que se fertiliza en menor cantidad de lo reflejado. Por otro lado, el riego localizado ha permitido que se genere una humedad en el suelo que favorece la mineralización de la materia orgánica, que, en escenarios de precipitación alta, ha resultado en una alta lixiviación que desprovee de nitrógeno mineral al suelo.

4.4 BALANCE DE NITRÓGENO DE UN CULTIVO DE CÍTRICOS FERTIRRIGADO Y CON APORTES DE PURÍN

Por último, se realizó una simulación donde se aplicó purín, además de fertirrigación, en el cultivo de cítricos para comprobar el comportamiento del nitrógeno en este caso. Mencionar que ésta es una práctica novedosa y que se está empezando a implantar en la comarca de Els Serrans, si bien aún no se ha comprobado la eficacia.

La primera observación obtenida, resultado de las simulaciones realizadas, fue que incluso aplicando purín a razón de 120 kg N/ha, siguiendo las prácticas culturales, además de la fertilización mineral, no se alcanzan las cifras reflejadas en el balance de N del Ministerio, pero sí se aproximaron. En este caso, se aplicaron un total de 317 kg N/ha, frente a los 380 kg N/ha que establece el ministerio. Por otro lado, la nueva aplicación provoca que se supere el límite máximo que establece la ORDEN 10/2018, de 27 de febrero, de la Conselleria, para cultivos de cítricos fertirrigados en zonas vulnerables (180-220 kg N/ha).

Esté ejemplo justifica que existe una gran variabilidad en las prácticas culturales que dificulta el cálculo de los balances del nitrógeno, al menos, cuando se realiza en una zona muy extensa, como lo es la Comunidad Valenciana.

Para averiguar las implicaciones de esta nueva práctica cultural, se realizaron las correspondientes simulaciones en LEACHM para cada uno de los escenarios de precipitación.

En la tabla 14 se muestran las pérdidas gaseosas en los tres escenarios y las reportadas en el balance de N oficial. Se observa que la aplicación de purín aumentó las pérdidas gaseosas en cítricos, respecto del caso anterior en el que solo se aplicó N mineral como fertilizante. Esta variación en las pérdidas por volatilización fue casi del doble entre ambos casos.

Tabla 14: Pérdidas gaseosas de nitrógeno en kg N/ha para los tres escenarios de precipitación en cítricos con fertirrigación y adición de purín.

Escenarios de precipitación	Pérdidas por volatilización del abonado (kg N/ha)	Pérdidas gaseosas por desnitrificación (kg N/ha)
Alta	27,1	1,6
Media	27,0	0,9
Baja	28,6	0
Balance oficial	46,3	–

A pesar de que la dosis de N aportada en este caso, 317 kg N/ha, era muy parecida a la ofrecida por el balance oficial (380 kg N/ha), y que las pérdidas por volatilización aumentaron respecto al escenario de fertilización mineral, no se alcanzaron las cifras de volatilización de N que ofrece el balance oficial (46 kg N/ha frente a casi 28 kg N/ha como promedio de los tres escenarios de precipitación). Las pérdidas por volatilización aumentaron entre 1,5-1,8 veces con respecto al fertirriego sin aporte de purines. Las pérdidas gaseosas por desnitrificación, en las condiciones de las simulaciones, continuaron considerándose despreciables por no alcanzar los 2 kg N/ha.

En la figura 11 se muestran los valores de lixiviación de nitrato en los tres escenarios de precipitación en el cultivo de cítricos con fertirriego y aporte de purín. Como es evidente, al aportar mayor cantidad de fertilizante, se obtuvieron mayores pérdidas por lixiviación en los tres escenarios, las cuales siguieron la misma tendencia que en el caso anterior. Se lixiviaron 233 kg N/ha en el escenario de precipitación alta, siendo éste el caso más destacable, ya que supuso la salida de un 56% más de N que en el caso anterior (153 kg N/ha) para el mismo volumen de agua drenado, como se muestran en la tabla 15.

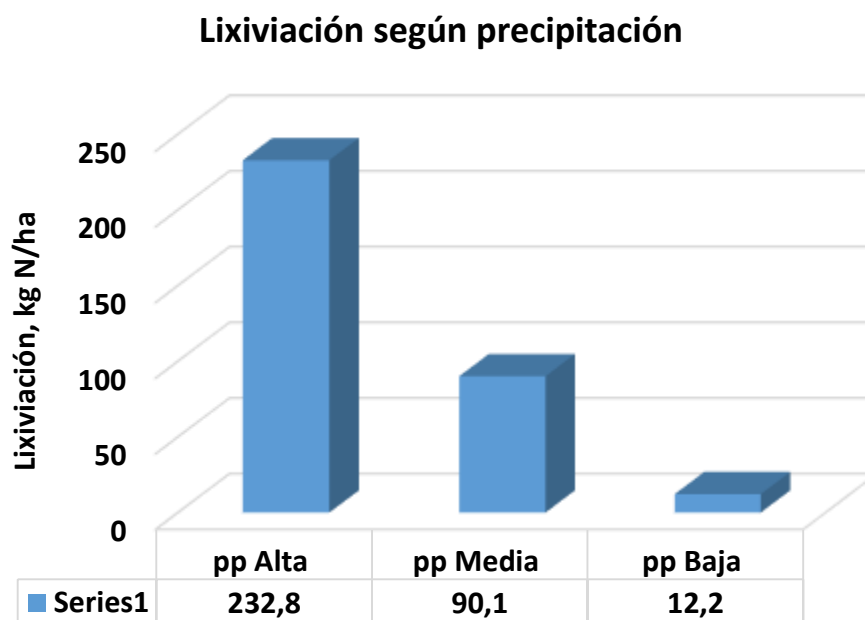


Figura 11: Simulación de la lixiviación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con cítricos, fertirrigado y abonado con purín, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

Tabla 15: Lixiviación de N (kg N/ha), drenaje de agua (mm) y ratio pérdidas de N por unidad de agua percolada para los tres escenarios de precipitación en cítricos con fertirrigación y adición de purín.

	Lixiviación (kg N/ha)	Drenaje (mm)	Ratio (g N/L)
Precipitación alta	233	325	7,2
Precipitación media	90	87	10,3
Precipitación baja	12	26	4,7

Las ratios de la tabla 15 muestran un considerable aumento, es decir, el mismo volumen de agua de drenaje del caso anterior (apartado 4.3) ahora lixivia una mayor cantidad de nitrógeno, a consecuencia de los mayores aportes de N con la aplicación de purín. El escenario de precipitación baja, recoge unos valores muy similares a los de caso anterior (únicamente fertirrigación) incluso con la aplicación de purín, lo que indicaría una acumulación en el perfil de lo aportado como N mineral por el purín. Esto se puede observar en la figura 12, en la que se muestra la variación de N mineral en el perfil de suelo en cada escenario.

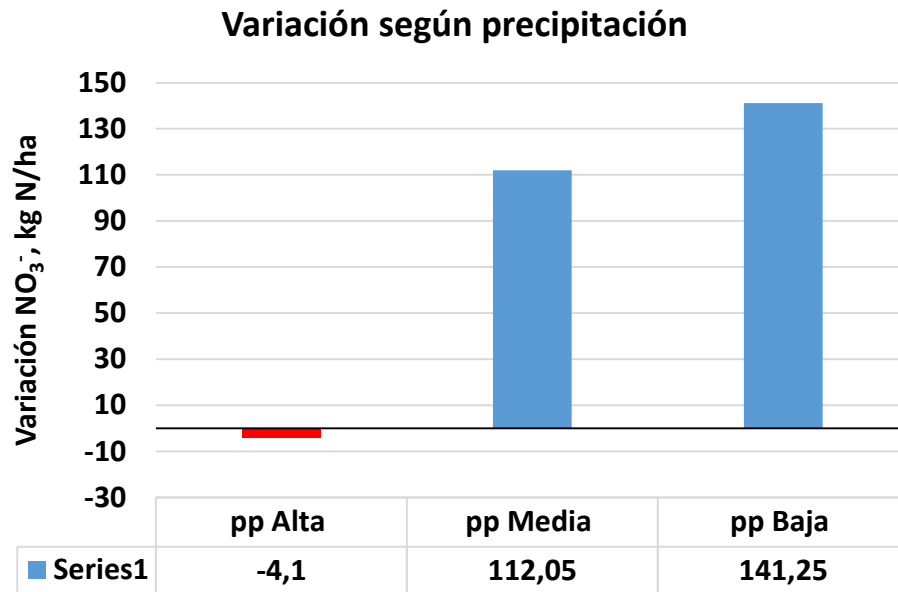


Figura 12: Simulación de la variación NO_3^- (kg N/ha) en un suelo cultivado con cítricos fertirrigado y abonado con purín, para tres escenarios de precipitación (alta, media y baja).

Se observa que la variación de N en el suelo es mayor para los escenarios de media y baja precipitación, mientras que en el escenario de precipitación alta se produce una pérdida de N mineral, pero menor que en caso anterior (fertirrigación). De nuevo, esto resulta evidente dado que las aplicaciones de N son mayores. Al final del ciclo de cultivo quedan en el perfil del suelo unos 33 kg N/ha en su forma mineral. A pesar de que se ha mejorado la fertilidad del suelo, es necesario resaltar que se han producido unas altas pérdidas de nitrato por lixiviación.

Para contrastar mejor esta información, se ha estudiado la mineralización del N puesto que se realiza una aplicación de purín. Para los escenarios de precipitación alta, media y baja, se mineralizó un 99,03, 99,03 y 96,95 %, respectivamente. Es decir, prácticamente todo el N orgánico aportado al suelo con el purín está mineralizado al final del ciclo de cultivo y disponible para la planta.

A pesar de que se mejora la fertilidad del suelo en los escenarios de precipitación media y baja, prácticamente todo el N contenido en el perfil está en forma mineral y, por tanto, es muy susceptible de ser lixiviado. En definitiva, la aplicación de purín en un cultivo de cítricos en el que se mantiene el fertirriego habitual, sin modificar las dosis aplicadas, es una práctica poco aconsejable dadas las grandes pérdidas por lixiviación que pueden derivar en problemas medioambientales como la eutrofización de aguas superficiales y la contaminación por nitratos de acuíferos. A la vista de los datos, sería recomendable realizar un ajuste de la fertilización teniendo en cuenta ambos aportes (mineral y orgánico) y que estuviera de acuerdo con las recomendaciones del Programa de Actuación en zonas vulnerables a la contaminación por nitrato procedente de fuentes agrarias de la Comunidad Valenciana.

CONCLUSIONES

La evaluación de la dinámica del nitrógeno en el suelo agrario para los principales cultivos de la comarca Els Serrans bajo diferentes escenarios de precipitación ha permitido extraer las siguientes conclusiones:

Las aplicaciones fertilizantes de nitrógeno en la zona estudiada no coinciden con las reflejadas en el *Balance del nitrógeno en la agricultura española* publicado por la Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios perteneciente a la Secretaría General de Agricultura y Alimentación del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Esto implica que el dato utilizado en el balance es obtenido indirectamente de las ventas de fertilizantes y/o existe una gran variación regional en este componente del balance, ya que como ocurre en el caso del cultivo de naranjo, se ha comprobado que en la zona objeto de estudio coexisten dos tipos de aplicaciones nitrogenadas. En una se aplica sustancialmente menos N que el contemplado en el Balance del Ministerio, y, en la otra, las aplicaciones de N se aproximan a las reflejadas. Tampoco se contempla la aplicación de enmiendas orgánicas, como ocurre en el cultivo de cebada en la comarca de Els Serrans, donde se aplica todo el N en su forma orgánica. Puesto que existen importantes zonas agrícolas declaradas como zonas vulnerables y, dada la gran variación regional, sería conveniente hacer este tipo de estudios de forma más localizada para poder realizar balances de nutrientes más realistas.

Los resultados muestran que no existe coincidencia entre las pérdidas por volatilización de N en forma de amoníaco que proporciona el balance y las simuladas en cada cultivo, triplicando, en muchas ocasiones los valores aportados en el balance oficial.

El *Balance del nitrógeno en la agricultura española* no contempla pérdidas de nitrógeno por lixiviación que en el presente trabajo si se han considerado. Las pérdidas por lixiviación están relacionadas con la capacidad del suelo de drenar el agua procedente de la lluvia y del riego. En general se observa que cuanto mayor es el drenaje, mayores son las pérdidas por lixiviación. Estas pueden variar considerablemente dependiendo del tipo de fertilización que se realice, del cultivo estudiado y del régimen de precipitación. En el escenario de precipitación alta siempre hubo unas mayores pérdidas de nitrato por lixiviación. Generalmente, cuando el drenaje es elevado, aumentan las pérdidas de N por lixiviación, disminuyendo la ratio lixiviación- drenaje puesto que se lava el N del perfil del suelo, y, como consecuencia, se reduce el contenido de N almacenado y que queda disponible para el siguiente ciclo de cultivo o para el siguiente cultivo de la rotación.

En los tratamientos en los que se aplica materia orgánica, es importante considerar como se produce la mineralización del N orgánico, pues al final del ciclo de cultivo puede permanecer una importante cantidad de N en forma orgánica en el perfil del suelo. Este N está por mineralizar y debería ser tenido en cuenta en el cálculo de abonado del ciclo siguiente, especialmente en escenarios donde se han dado condiciones no limitantes de humedad y poco drenaje (menor pérdida de N por lixiviación) puesto que la humedad del suelo, junto a la temperatura, son factores que favorecen la mineralización. Por ello, en los perfiles de suelo donde la retención de agua es importante y mantienen una humedad óptima, sin generar excesiva lixiviación, se favorece la mineralización del N orgánico, que tendrá que ser contabilizado en el programa de abonado del ciclo siguiente.

En el cultivo de cítricos con adición de purín se acumula una gran cantidad de N el suelo, sin embargo, al final del ciclo de cultivo este N se encuentra totalmente mineralizado. Por tanto, se considera una práctica desaconsejable en zonas vulnerables, puesto que conduce a mayor

lixiviación de nitrato. Si se quiere utilizar esta práctica fertilizante habría que ajustar dosis de purín y combinarla con la dosis de fertilizante de síntesis para evitar excesos de N mineral potencialmente lixiviable.

En general y atendiendo a la acumulación en el suelo de N en forma de nitrato observada en los cultivos de almendro y cítricos, y a la materia orgánica susceptible de mineralizar en cultivos como la cebada, es necesario realizar un ajuste de la fertilización, tanto orgánica como inorgánica. Así mismo, al combinar abonado mineral y orgánico, de acuerdo a las prácticas utilizadas en la zona de estudio, se generan mayores pérdidas por lixiviación y, por tanto, es necesario realizar un ajuste de la dosis y la frecuencia de aplicación.

La metodología establecida en este proyecto permite continuar evaluando distintas prácticas de fertilización en diferentes cultivos y su repercusión en el ciclo del N en el suelo, permitiendo ajustar dosis y frecuencia de abonado con el objetivo de hacer más eficiente dicha práctica agronómica.

BIBLIOGRAFÍA

- Abrantes, N., Pereira, R., Goncalves, F. (2006). First step for an ecological risk assessment to evaluate the impact of diffuse pollution in lake Vela (Portugal). *Environ. Monitoring Assessment*, 117: 411-431.
- Antezana, W., De Blas, C., García-Rebollar, P., Rodríguez, C., Beccaccia, A., Ferrer, P., Cerisuelo, A., Moset, V., Estellés, F., Cambra-López, M., Calvet, S. (2016). Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 104(2), 159-173.
- Cegarra, I. (2002). Reducción catalítica selectiva de óxidos de nitrógeno empleando zeolitas intercambiadas como catalizador. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha.
- Ávila, J. P., Sansores, A. C. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7(2), 47-54.
- Babot, D., Andrés, N., Peña, L., Chávez, E. (2004). Tècniques de gestió mediambiental en producció porcina. Proyecto Trama. Departament de producció animal. Escola Tècnica d'Enginyeria Agrària. Universitat de Lleida. Pp 135 p.
- Ball, D. F., A. M. Macdonald., A. Lilly.(2005). Agriculture and diffuse pollution: groundwater nitrate vulnerable zones in Scotland. *Scottish J. Geology*, 41: 61-68.
- Bertrand, M. (1993). Caracterización y gestión de los estiércoles sólidos y licuados. En: *Residuos ganaderos*. Fundación "La Caixa". Barcelona. Pp 177-190.
- Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A., Howarth, R. W. (2002). Fuentes antropogénicas de nitrógeno y relaciones con la exportación de nitrógeno fluvial en el noreste de EE. UU. *Biogeoquímica*, 57, 137-169.
- Calvet, S., Calafat, M. C., Estellés, F., Gallego, Á. C., Sanchís, E. M., Moral, B. (2021). Diagnóstico de la situación ambiental de la ganadería en la Comunitat Valenciana: distribución de la producción de estiércoles y generación de emisiones atmosféricas. Universitat Politècnica de València. <http://hdl.handle.net/10251/163015>
- Camargo, J. A., Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2).
- Campbell, G. S. (1974). A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil science*, 117(6), 311-314.
- Canas, R. C., Sardinias, O., Larios, L. O., Escalante, A., Suarez, A., Argote, T. (1992). Evaluación del riesgo de metahemoglobinemia en lactantes por exposición a nitratos a través del agua de consumo. In *Agua y salud* (pp. 97-106).
- Conselleria de Cultura y Medio Ambiente (1996). Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana. Alpuente (638-637). Proyecto LUCDEME. Secretaría General. Servici d'Estudis Agraris i Comunitaris.València. Pp 115.

Conselleria de Cultura y Medio Ambiente (1996). Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana. Villar del Arzobispo (667). Proyecto LUCDEME. Secretaría General. Serviçi d'Estudis Agraris i Comunitaris.València. Pp 143.

Conselleria de Cultura y Medio Ambiente (1996). Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana. Liria (695). Proyecto LUCDEME. Secretaría General. Serviçi d'Estudis Agraris i Comunitaris.València. Pp 123.

Conselleria de Medio Ambiente (1999). Campaña de nitratos en las redes de distribución de aguas potables de los municipios de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana.

Conti, M. (2000). Principios de la edafología. Ed. Facultad de Agronomía. UBA, Argentina, Pp 430 pp.

Cortina, J., Fuentes, D., Casanova, J., Valdecantos, A. (2001). Valorización de la fracción sólida de los purines. El caso del proceso integral de tratamiento de purines ecopurin®. Revista Científica de Porcicultura Anaporc. (en prensa)., 4-6.

De Paz, J. M., Ramos, C. (2004). Simulation of nitrate leaching for different nitrogen fertilization rates in a region of Valencia (Spain) using a GIS–GLEAMS system. *Agriculture, ecosystems & environment*, 103(1), 59-73.

Estefano, R., Cuadras, À., Flotats, X. (2018). Desarrollo de un sistema de recuperación de amoníaco de purines de cerdo mediante evaporación al vacío. In: 6^{as} Jornadas Red Española de Compostaje: libro de resúmenes: Valencia, España: 14-16 de noviembre de 1998. Pp. 365-109.

Ferrer, R. (2010). Evaluación medioambiental, mediante simulación, de la lixiviación de nitratos en un huerto de cítricos en Carcaixent con diferentes tratamientos de abonado mineral y orgánico Proyecto Final de Carrera, Licenciatura en Ciencias Ambientales, Universidad Politécnica de Valencia.

Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica (2021). Ganadería Información general Ámbito de actuación. Recuperado 26 de abril de 2022, de <https://agroambient.gva.es/es/web/ganaderia/ambit-d-actuacio>

Generalitat Valenciana (1999). Campaña de nitratos en las redes de distribución de aguas potables de los municipios de la Comunidad Valenciana. Conselleria de Medio Ambiente.

Giambiagi, N., Rimolo, M., Bianchi, V. (1990). Desnitrificación en suelos molisoles de la pradera pampeana. *Ciencia del Suelo*, 8, 161-166.

Gonzalez-Nilo, F.D. (2010). Desarrollo de un nuevo acondicionador de suelo que mejora la fertilidad física en base a purines de cerdo revalorizados a través de nano y biotecnología.

Hall, M. D., Shaffer, M. J., Waskom, R. M., Delgado, J.A. (2001). Regional nitrate leaching variability: What makes a difference in northeastern Colorado. *J. Am. Water Res. Ass.*, 37: 130-150.

Heathwaite, A. L., Quinn, P. F., Hewett C. J. M. (2005). Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *J. Hydrol.*, 304: 446-461.

Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Zhao-Liang, Z. (1996). Balances regionales de nitrógeno y flujos fluviales de N y P para los drenajes al Océano

Atlántico Norte: influencias naturales y humanas. *Ciclo del nitrógeno en el Océano Atlántico Norte y sus cuencas hidrográficas*, 75-139.

Irañeta, J. (2012). Valoración agronómica del purín, estiércol y compost. INTIA, 1-54.

Jabro, J.D., Toth, J. D., Dou, Z., Fox, R.H. Fritton, D.D. (1995). Evaluation of nitrogen versión of LEACHM for predicting nitrate leaching. *Soil Science*, 160, 209-217.

Jemison, J. M., Jr., Jabro, J. D., Fox, R, H. 1994b. Evaluation on of LEACHM: II. Simulation of nitrate leaching from nitrogen fertilized and manured corn. *Agronomy Journal*. 86:852–859

Keeney D.R., Walsh L.W. (1972). Available Nitrogen in rural ecosystems. Sources and fate. *Hortscience.*, Vol. 7, No. 3, pp. 219-223

Larios, L., Cañas, R., Sánchez, Á. M., Capote, A. (2004). La contaminación del agua de pozo como causa de metahemoglobinemia en niños. Camagüey 1985-2001. *Revista Archivo Médico de Camagüey*, 8(2), 29-41.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2010). Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid, España. Pp 259.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico N₂O (Óxido nitroso). Recuperado el 9 de junio de 2022., de <https://acortar.link/JtlbnQ>

Nixon, S. C., Lack, T. J., Hunt, D. T. E., Lallana., C., Boschet, A, F. (2000). ¿Es sostenible el uso del agua? Situación, perspectivas y problemas. Informe de evaluación ambiental, Agencia Europea de Medio Ambiente. Copenhague. Pp 36.

Oenema, O., Oudendag, D., Velthof, G. L. (2007). Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livest Sci*. 112, 261–272.

Osca, J. M. (2007). Cultivos herbáceos extensivos: cereales. Valencia: Editorial UPV.

Pacheco, J., Vázquez, E., Méndez, R. (1997). Nitratos en el agua subterránea de una región con actividad porcícola. *Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán*, 1(1), 81-87.

Pascual, B., Noguera, V. (1987). Fitotecnia General. Dpto. Producción Vegetal, Universidad Politécnica de Valencia. Pp 431 pp.

Perdomo, C., Barbazán, M. (2003). Área de suelos y aguas cátedra de fertilidad nitrógeno. Facultad de agronomía Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.

Rabalais, N., Turner, R., Wiseman, W. (2002). Gulf of Mexico hypoxia, aka The Dead Zone.

Ramos, C., Agut, A., Lidon, A.L. (2002). Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environmental Pollution*, 118(2), 215-223.

Salazar, B., Hernández, D. M. S., Cortés, I. L., Esteban, J. (2017). La producción integrada en materiales leñosos. Tomo V. La producción integrada en frutales de hueso. Universitat Politècnica de València.

Saxton, K. E. (2009). Soil Water Characteristics. Ed. USDA Agricultural Research Service, Hydrology and Remote Sensing Lab., Beltsville, Maryland USA.

Servicio de Información Agroclimática para el Regadío (SIAR). <http://www.siar.es>

Sosa, J. (2015). Actualización de Manejo De Excretas De Origen Porcino. Torreón, Coahuila: Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro Unidad Laguna División Regional de Ciencia Animal.

Trinidad, S. A. (2015). Utilización de estiércoles. Secretaría de Agricultura Ganadería y Desarrollo Rural; Subsecretaría del desarrollo rural, Dirección General de Desarrollo Rural; México.