

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA
Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos Canales y Puertos
Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente



TESIS DOCTORAL

*Modelación Matemática del Transporte y Transformaciones
del Nitrógeno Procedente de la Aplicación Agrícola de Purines en la
Zona No Saturada del Suelo. Influencia de las Variables
Relacionadas con la Estructura del Terreno*

Presentada por:

Dña. Maria Isabel Montoya Campuzano

Dirigida por:

Dr. Miguel Martín Monerri

Valencia, mayo de 2008

AGRADECIMIENTOS

A mi tutor D. Miguel Martín Monerris por su dedicación y trabajo que han posibilitado el desarrollo de esta tesis doctoral.

A la fundación Bancaja por su beca de acción social durante los dos últimos años de mi investigación sin la cual hubiese sido imposible la culminación de esta tesis doctoral.

A las diferentes personas que han pasado por el despachito por escucharme y animarme en momentos no muy fáciles.

A mis padres y mi hermana que me apoyaron en este mi sueño de continuar mi desarrollo intelectual y personal en un país lejano, aguantando principalmente, mi ausencia.

A mi esposo Julián por toda su comprensión, amor y muchísima ayuda no solo en el campo sentimental sino resolviéndome dudas, ayudándome con revisiones, lecturas y tantas otras cosas por las que estaré eternamente agradecida.

RESUMEN

La presente tesis doctoral está encaminada al estudio de los procesos que sufren los purines que en lugar de ser tratados serán aprovechados para el abonado de campos agrícolas. El trabajo realizado en dicha tesis se puede resumir en varias etapas.

La primera etapa consistió en un montaje experimental de nueve columnas en las que se variaron la longitud y granulometría de la columna de suelo y las dosis de purín aplicadas, siendo la mínima la establecida como tal en la legislación Española actual. Se aplicó un volumen de agua correspondiente a los datos diarios de lluvia de la estación climática de Onda (Castellón).

Se realizaron pruebas de laboratorio para obtener diferentes parámetros necesarios para la calibración y posterior utilización del modelo PRZM.3.12.2. Entre ellos se encuentran características físico-químicas del purín, características edafológicas e hidráulicas del terreno empleado, así como parámetros relacionados con el ciclo del nitrógeno en el suelo, entre ellos está la isoterma de adsorción del nitrógeno amoniacal.

Con este trabajo experimental se ha pretendido conocer la importancia de los diversos procesos del ciclo del nitrógeno en el suelo (mineralización, nitrificación, desnitrificación y volatilización), evaluar su dependencia a factores externos (granulometría y longitud de la columna de suelo y dosificación de purín), analizar la movilidad y transformaciones del nitrógeno en el suelo y obtener la información necesaria para la calibración del modelo matemático PRZM.3.12.2 de infiltración de las formas nitrogenadas en la zona no saturada.

Posteriormente, se realizó un análisis de sensibilidad del modelo PRZM.3.12.2 sobre las constantes con las que se modela el ciclo del nitrógeno y se cuantificó su efecto y tendencia en las formas nitrogenadas lixiviadas y almacenadas en el perfil del suelo, así como también en las reacciones del ciclo del nitrógeno. También se analizó la sensibilidad del programa a variables de entrada difíciles de establecer su valor en el laboratorio como son el porcentaje de fracción refractaria del nitrógeno orgánico del purín y los porcentajes de nitrógeno orgánico lábil y en solución contenidos inicialmente en el suelo.

Se calibró el modelo PRZM.3.12.2 a partir de la información obtenida de las columnas experimentales, haciendo hincapié en las variables más sensibles del modelo. Aprovechando el desarrollo experimental realizado, se relacionaron los principales parámetros del movimiento del agua y las constantes del ciclo del nitrógeno con el porcentaje de gravas presente en cada columna de suelo y la humedad al final de las experimentaciones. Se compararon los resultados experimentales y simulados, tanto del nitrógeno lixiviado como del retenido en el suelo para analizar la bondad del ajuste por medio de dos herramientas estadísticas: la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el índice de modelación eficiente (IA). Finalmente se validó el modelo por medio de ensayos experimentales diferentes a los empleados en la calibración del modelo, obteniendo un error aceptable entre dichos valores reales y los simulados con el modelo calibrado.

Con el modelo ya calibrado y validado, se realizó simulaciones de aplicación de purín variando las características del suelo, las dosis de purín y la presencia o no de cultivos que extraigan nitrógeno, para encontrar la dosis máxima que se puede aplicar en un suelo agrícola sin contaminar los acuíferos.

RESUM

La present tesi doctoral està encaminada a l'estudi dels processos que sofreixen els purins que, en lloc de ser reciclats, seran aprofitats per a l'adob de camps agrícoles. El treball realitzat en aquesta tesi es pot resumir en diverses etapes.

La primera etapa va consistir en un muntatge experimental de nou columnes en les quals es van variar la longitud i granulometria de la columna de sòl i les dosis de purin aplicades, sent la mínima establerta com a tal en la legislació Espanyola actual. Es va aplicar un volum d'aigua corresponent a les dades diàries de pluja de l'estació climàtica d'Onda (Castellón).

Es van realitzar proves de laboratori per a obtindre diferents paràmetres necessaris per al calibratge i posterior utilització del model PRZM.3.12.2. Entre ells es troben característiques físico-químiques del purin, característiques edafològiques i hidràuliques del terreny empleat, així com paràmetres relacionats amb el cicle del nitrogen en el sòl, entre ells està la isoterma d'absorció del nitrogen amoniacal.

Amb aquest treball experimental s'ha pretès conèixer la importància dels diversos processos del cicle del nitrogen en el sòl (mineralització, nitrificació, desnitrificació i volatilització), avaluar la seua dependència a factors externs (granulometria i longitud de la columna sòl i dosificació del purin), analitzar la mobilitat i transformacions del nitrogen en el sòl i obtindre la informació necessària per a la calibració del model matemàtic PRZM.3.12.2 d'infiltració de les formes nitrogenades en la zona no saturada.

Posteriorment, es va realitzar una anàlisi de sensibilitat del model PRZM.3.12.2 sobre les constants amb les quals es modela el cicle del nitrogen i es va quantificar el seu efecte i tendència en les formes nitrogenades lixiviatades i emmagatzemades en el perfil del sòl, així com també en les reaccions del cicle del nitrogen. També es va analitzar la sensibilitat del programa a variables el valor en el laboratori de les quals és, d'entrada, difícil d'establir, com són el percentatge de fracció refractària del nitrogen orgànic del purin i els percentatges de nitrogen orgànic làbil i en solució continguts inicialment en el sòl.

Es va calibrar el model PRZM.3.12.2 a partir de la informació obtinguda de les columnes experimentals, recalcant les variables més sensibles del model. Aprofitant el desenvolupament experimental realitzat, es van relacionar els principals paràmetres del moviment de l'aigua i les constants del cicle del nitrogen amb el percentatge de graves presents en cada columna de sòl i la humitat al final de les experimentacions. Es van comparar els resultats experimentals i simulats, tant del nitrogen lixiviat com del retingut en el sòl per a analitzar la bondad de l'ajustament mitjançant dues ferramentes estadístiques: l'arrel de l'error quadràtic mitjà (RMSE) i l'índex de modelació eficient (IA). Finalment es va validar el model mitjançant informació d'assajos experimentals deferents als usats en la calibració del model, obtenint un error acceptable entre aquests valors reals i els simulats amb el model calibrat.

Amb el model ja calibrat i validat, es van realitzar simulacions d'aplicació de purin variant les característiques del sòl, les dosis de purin i la presència o no de cultius que extraguen nitrogen, per a trobar la dosi màxima que es pot aplicar en un sòl agrícola sense contaminar els aqüífers.

ABSTRACT

This thesis studies the processes that pig slurry suffers, when instead of being treated, it is used as fertilizer in agricultural fields. The work done for this thesis can be summarized in several stages.

The first stage consisted of an experimental montage of nine columns with variable length, soil texture and pig slurry doses. The minimum dose applied was the one established by the current Spanish legislation. The water volume applied corresponded to the daily rain information of the climatic station of Onda (Castellón).

Laboratory work was done to obtain different parameters necessary for the calibration and the later utilization of the model PRZM.3.12.2. Among these parameters are the physicochemical characteristics of the pig slurry, the pedologic and hydraulic characteristics of the used soil, as well as the parameters related to the soil nitrogen cycle as is the ammonium adsorption isotherm.

The purposes of this experimental work were to highlight the importance of the diverse processes of the soil nitrogen cycle (mineralization, nitrification, denitrification and volatilization) as well as to evaluate its dependence on external factors (soil texture and depth and pig slurry dosage). Finally, to analyze the nitrogen mobility and transformations in the soil in order to obtain the information needed for the calibration of the mathematical model PRZM.3.12.2 of infiltration of the nitrogenous forms in the unsaturated soil zone.

After this, a sensibility analysis of the model PRZM.3.12.2 was done. The constants with which the nitrogen cycle was model and the effect and trend in the leaching and stored nitrogenous forms in the soil profile were quantified, as well as in the nitrogen cycle reactions. Also the sensibility of the program upon entering variables, which values are difficult to establish in the laboratory, as are the fraction of refractory organic nitrogen pig slurry and the percentages of initial soil store of labile and solution organic nitrogen were analyzed.

The PRZM.3.12.2 model was calibrated from the experimental columns information obtained, emphasizing in the most sensitive model variables. Taking advantage of the experimental montage, the main parameters of the water movement and the nitrogen cycle constants were related to the present percentage of gravels in the soil columns and the humidity at the end of the experiment. The experimental and simulated results of leaching as well as the nitrogen retained in the soil were compared to analyze the adjustment by means of two statistical tools: the root mean squared error (RMSE) and the index of efficient model (IA). Finally, the model was validated using different information of the experimental essays, obtaining an acceptable error between the real values and the simulated with the calibrated model.

With the model already calibrated and validated, simulations of application of pig slurry were realized changing the soil characteristics, the pig slurry dose and the presence or not of cultures that extract nitrogen out of the soil, to find the maximum dose possible for application in an agricultural soil without contaminate groundwater.

INDICE GENERAL DE LA TESIS

| | |
|---|------------|
| 1. INTRODUCCIÓN..... | 3 |
| 1.1. COMPOSICIÓN DEL PURÍN..... | 4 |
| 1.2. PROBLEMAS MEDIOAMBIENTALES..... | 5 |
| 1.3. TRATAMIENTOS DE LOS PURINES..... | 9 |
| 1.4. LEGISLACIÓN AMBIENTAL..... | 11 |
| 2. OBJETIVOS..... | 21 |
| 3. MARCO TEÓRICO..... | 27 |
| 3.1. FLUJO Y TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN LA ZONA NO SATURADA..... | 27 |
| 3.1.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA NO SATURADA..... | 29 |
| 3.1.2. LEYES DE FLUJO Y TRANSPORTE EN LA ZONA NO SATURADA..... | 30 |
| 3.2. EL CICLO DEL NITRÓGENO..... | 41 |
| 3.2.1. MINERALIZACIÓN/INMOVILIZACIÓN..... | 45 |
| 3.2.2. NITRIFICACIÓN..... | 51 |
| 3.2.3. DESNITRIFICACIÓN..... | 54 |
| 3.2.4. ADSORCIÓN / DESORCIÓN DEL AMONIO..... | 60 |
| 3.2.5. VOLATILIZACIÓN DEL AMONIO..... | 62 |
| 3.3. MODELACIÓN CLÁSICA DEL CICLO DEL NITRÓGENO Y VARIACIONES ACTUALES..... | 67 |
| 3.3.1. MODELACIÓN DE LA MINERALIZACIÓN/INMOVILIZACIÓN DEL NITRÓGENO ORGÁNICO..... | 75 |
| 3.3.2. MODELACIÓN DE LA NITRIFICACIÓN..... | 84 |
| 3.3.3. MODELACIÓN DE LA DESNITRIFICACIÓN..... | 87 |
| 3.3.4. MODELACIÓN DE LA VOLATILIZACIÓN DEL AMONIO..... | 91 |
| 3.3.5. ISOTERMA DE ADSORCIÓN DEL AMONIO..... | 93 |
| 3.4. PRZM3.12.2 (PESTICIDE ROOT ZONE MODEL 3.12.2)..... | 97 |
| 3.4.1. DESCRIPCIÓN DEL MODELO..... | 97 |
| 3.4.2. MÓDULOS Y TEORÍA..... | 98 |
| 3.4.3. CRÍTICA Y JUSTIFICACIÓN DE LA ELECCIÓN DEL MODELO..... | 113 |
| 4. TRABAJO EXPERIMENTAL..... | 119 |
| 4.1. RECONOCIMIENTO Y VALORACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICO - QUÍMICAS DEL PURÍN..... | 120 |
| 4.2. ANÁLISIS EDAFOLÓGICO..... | 123 |

| | |
|---|-------------------|
| 4.3. ADSORCIÓN/DESORCIÓN DEL NITRÓGENO AMONIAICAL..... | 125 |
| 4.4. COLUMNAS EXPERIMENTALES DE INFILTRACIÓN..... | 130 |
| 4.4.1. CARACTERÍSTICAS DEL EXPERIMENTO..... | 130 |
| 4.4.2. DOSIFICACIÓN DEL PURÍN..... | 133 |
| 4.4.3. CONDICIONES METEOROLÓGICAS..... | 134 |
| 4.5. RESULTADOS..... | 135 |
| 4.5.1. EVOLUCIÓN DEL DRENAJE..... | 135 |
| 4.5.2. CONTENIDO DE HUMEDAD. BALANCE DE AGUA..... | 137 |
| 4.5.3. FORMAS NITROGENADAS..... | 139 |
| 4.5.4. MATERIA ORGÁNICA..... | 165 |
| 4.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA INFLUENCIA DE LA LONGITUD DE LA COLUMNA, GRANULOMETRÍA DEL SUELO Y DOSIFICACIÓN DEL PURÍN EN EL CICLO DEL NITRÓGENO EN EL SUELO..... | 167 |
| | |
| <u>5. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO PRZM3.12.2.....</u> | <u>181</u> |
| | |
| 5.1. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE LAS VARIABLES RELACIONADAS CON EL MOVIMIENTO DEL AGUA..... | 182 |
| 5.2. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LAS VARIABLES DE ENTRADA DEL NITRÓGENO ORGÁNICO EN EL SUELO Y A LA FRACCIÓN REFRACTARIA DEL NITRÓGENO ORGÁNICO DEL EFLUENTE SÉPTICO..... | 188 |
| 5.3. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD SOBRE LAS CONSTANTES DEL CICLO DEL NITRÓGENO..... | 194 |
| 5.3.1. ADSORCIÓN DEL AMONIO..... | 194 |
| 5.3.2. TRANSFORMACIONES Y PÉRDIDAS DE NITRÓGENO..... | 200 |
| | |
| <u>6. CALIBRACIÓN DEL MODELO PRZM.3.12.2.....</u> | <u>211</u> |
| | |
| 6.1. PROCESO DE CALIBRACIÓN..... | 211 |
| 6.2. PARÁMETROS DEL MODELO PRZM.3.12.2 A CALIBRAR..... | 212 |
| 6.2.1. PARÁMETROS RELACIONADOS CON EL MOVIMIENTO DEL AGUA EN EL SUELO..... | 213 |
| 6.2.2. PARÁMETROS RELACIONADOS CON EL CICLO DEL NITRÓGENO..... | 214 |
| 6.3. RESULTADOS CALIBRACIÓN..... | 218 |
| 6.3.1. CALIBRACIÓN DEL MOVIMIENTO DEL AGUA EN EL SUELO..... | 218 |
| 6.3.2. CALIBRACIÓN DEL CICLO DEL NITRÓGENO..... | 226 |
| 6.4. ANÁLISIS DE LA CALIBRACIÓN..... | 244 |
| | |
| <u>7. VALIDACIÓN DEL MODELO PRZM.3.12.2.....</u> | <u>255</u> |
| | |
| <u>8. SIMULACIONES CON CULTIVOS.....</u> | <u>261</u> |

| | |
|--|-------------------|
| 8.1. MODELACIÓN DE LA TOMA DE NITRÓGENO POR LAS PLANTAS REALIZADA POR EL MODELO PRZM.3.12.2..... | 262 |
| 8.2. CÁLCULO DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS QUE ALCANZARÍA UNA PROFUNDIDAD DE 105 CM..... | 263 |
| 8.3. BATERÍA DE SIMULACIONES. | 265 |
| 8.3.1. TIPO DE SUELO. | 266 |
| 8.3.2. DOSIFICACIÓN Y FECHA DE APLICACIÓN DEL PURÍN. | 269 |
| 8.3.3. SELECCIÓN DEL CULTIVO. | 269 |
| 8.4. RESULTADOS DE LAS BATERÍAS DE SIMULACIONES..... | 272 |
| 8.4.1. RESULTADOS BATERÍA NÚMERO UNO..... | 273 |
| 8.4.2. RESULTADOS BATERÍA NÚMERO DOS. | 310 |
| 8.5. EFECTO DE LA DESNITRIFICACIÓN SOBRE EL NITRÓGENO RETENIDO Y LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS ESPERADA. | 332 |
| 8.6. SIMULACIONES CON REGADÍO..... | 336 |
| 8.7. ANÁLISIS DEL EFECTO DEL CONTENIDO DE NITRÓGENO EN EL PERFIL DEL SUELO SOBRE EL NITRÓGENO RETENIDO Y LAS CONCENTRACIONES DE NITRATOS ESPERADAS A 105 CM. | 343 |
| | |
| <u>9. CONCLUSIONES.....</u> | <u>357</u> |
| | |
| 9.1. REVISIÓN DEL ESTADO DEL ARTE EN LA MODELACIÓN DEL CICLO DEL NITRÓGENO EN LA ZONA NO SATURADA DEL SUELO. | 357 |
| 9.2. DESARROLLO EXPERIMENTAL EN EL LABORATORIO CON COLUMNAS DE SUELO, APLICACIÓN DE PURÍN Y SIMULACIÓN DE LLUVIA. | 358 |
| 9.3. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO..... | 361 |
| 9.4. PROCESO DE CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO PRZM.3.12.2. | 361 |
| 9.5. SIMULACIONES REALIZADAS CON EL MODELO PRZM3.12.2..... | 363 |
| | |
| <u>10. BIBLIOGRAFÍA.....</u> | <u>373</u> |

INDICE DE TABLAS

| | | |
|------------------|---|-----|
| Tabla 1. | Composición de los purines. Tomada de Ferrer (1993) y otros *..... | 5 |
| Tabla 2. | Valores estimados de las fuentes y sumideros del Nitrógeno Global Reactivo (NH ₃ , NO _x , N ₂ O) debido a las actividades humanas. Tomado de Schnoor, 1996..... | 42 |
| Tabla 3. | Uso actual y predicho de fertilizantes nitrogenados en 1000 toneladas, tomado de European Environment Agency, 1999..... | 51 |
| Tabla 4. | La familia nitrobacteraceae. Tomado de Haynes (1986)..... | 51 |
| Tabla 5. | Géneros reportados de bacterias desnitrificantes Tomado de Haynes (1986). | 55 |
| Tabla 6. | Pérdidas por desnitrificación. Tomado de Burt (1993) y * otras fuentes | 55 |
| Tabla 7. | Constantes de velocidad de reacción para la descomposición de diferentes materiales, tomado de Shaffer, (2001) y * otros..... | 84 |
| Tabla 8. | Parámetros para las funciones de nitrificación, tomado de Shaffer, 2001 y * otros..... | 87 |
| Tabla 9. | Parámetros para las funciones de desnitrificación, Shaffer, 2001 y * otros. | 91 |
| Tabla 10. | Valores de constantes de las isotermas de Langmuir y Freundlich. | 97 |
| Tabla 11. | Características del purín estudiado..... | 121 |
| Tabla 12. | Características del purín estudiado: Sólidos Totales (ST), Sólidos Totales Volátiles (STV), Sólidos Suspendidos (SS), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) y Sólidos Disueltos calculados (SD*). | 121 |
| Tabla 13. | Características del purín estudiado: formas nitrogenadas..... | 121 |
| Tabla 14. | Características del purín estudiado: materia orgánica. | 121 |
| Tabla 15. | Datos de la composición de purines. Tomado de Ferrer (1993) y otros *..... | 122 |
| Tabla 16. | Características edafológicas del terreno | 123 |
| Tabla 17. | Contenido inicial de nitrógeno en el terreno (%: mg N/100 mg suelo húmedo, mg N/L: en el agua inicial contenida en el suelo). | 124 |
| Tabla 18. | Escala de interpretación de las características del suelo | 125 |
| Tabla 19. | Valores del amonio lavado del suelo..... | 126 |
| Tabla 20. | Resultado del ajuste de la cinética de adsorción/desadsorción del amonio. Valores promedio y desviación estándar (%), zona concentraciones bajas y altas. | 130 |
| Tabla 21. | Diseño experimental de las columnas | 131 |
| Tabla 22. | Dosificación del purín aplicada a las columnas..... | 133 |
| Tabla 23. | Eficiencia del drenaje según longitud y granulometría del suelo. | 136 |
| Tabla 24. | Características del balance de agua al final de las simulaciones de lluvia..... | 139 |
| Tabla 25. | Nomenclatura a seguir en todas las gráficas. | 140 |
| Tabla 26. | Concentraciones máximas, integradas y mínimas de las formas nitrogenadas en el lixiviado..... | 141 |
| Tabla 27. | Concentración integrada en las columnas de 40 cm y 100 cm resultante del lavado de los mismos miligramos de nitrógeno en el volumen lixiviado en las columnas C1' y C5' para la validación..... | 144 |
| Tabla 28. | Fecha de desmontada de las columnas y número de secciones realizadas. | 151 |
| Tabla 29. | Formas nitrogenadas contenidas en el suelo (mg N en el suelo fino seco en la columna) | 152 |
| Tabla 30. | Porcentaje retenidos y lixiviado de los nitratos disponibles..... | 158 |
| Tabla 31. | Variación de nitratos y amonio con respecto al nitrógeno orgánico disponible para transformarse en el periodo de simulación..... | 163 |
| Tabla 32. | Balance de Nitrógeno Total en las columnas. | 164 |
| Tabla 33. | Materia orgánica añadida a las columnas | 165 |
| Tabla 34. | Valores medios del contenido de materia orgánica en cada columna..... | 167 |
| Tabla 35. | Homogenización de los nitratos lixiviados respecto al lixiviado total..... | 168 |
| Tabla 36. | Homogenización del amonio lixiviado respecto al lixiviado total..... | 168 |

| | | |
|------------------|---|-----|
| Tabla 37. | Homogenización del nitrógeno orgánico lixiviado respecto al lixiviado total. | 169 |
| Tabla 38. | Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para los ensayos de lixiviación de amonio. La letra S identifica las variables que son significativas en la lixiviación de amonio. | 171 |
| Tabla 39. | Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffe para los efectos dobles en los ensayos de lixiviación de amonio. En negrilla las combinaciones significativas. | 172 |
| Tabla 40. | Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para los ensayos de lixiviación de Nitratos. Las letras S y N-S identifican las variables que son significativas o no, respectivamente en la lixiviación de nitratos. | 172 |
| Tabla 41. | Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffe para los efectos dobles para los ensayos de lixiviación de nitratos. En negrilla las combinaciones significativas. | 173 |
| Tabla 42. | Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para los ensayos de lixiviación de Nitrógeno Orgánico. Las letras S identifican las variables que son significativas en la lixiviación de nitrógeno orgánico. | 173 |
| Tabla 43. | Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffe para los efectos dobles para los ensayos de lixiviación de nitrógeno orgánico. En negrilla las combinaciones significativas. | 173 |
| Tabla 44. | Homogenización del amonio retenido al final de las experimentaciones respecto al peso total de la columna. | 174 |
| Tabla 45. | Homogenización de los nitratos retenidos al final de las experimentaciones respecto al peso total de la columna. | 174 |
| Tabla 46. | Homogenización del nitrógeno orgánico retenido al final de las experimentaciones respecto al peso total de la columna. | 175 |
| Tabla 47. | Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para el amonio retenido en el suelo al final de los ensayos. Las letras S identifican las variables que son significativas en el amonio retenido en el suelo. . | 175 |
| Tabla 48. | Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffe para los efectos dobles para el amonio retenido en el suelo. En negrilla las combinaciones significativas. | 175 |
| Tabla 49. | Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para los nitratos retenidos en el suelo al final de los ensayos. Las letras S y N-S identifican las variables que son significativas o no, respectivamente en los nitratos retenido en el suelo. | 176 |
| Tabla 50. | Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffe para los efectos dobles para los nitratos retenidos en el suelo. En negrilla las combinaciones significativas. | 176 |
| Tabla 51. | Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para el Nitrógeno Orgánico retenido en el suelo al final de los ensayos. Las letras S y N-S identifican las variables que son significativas o no, respectivamente en el nitrógeno orgánico retenido en el suelo. | 176 |
| Tabla 52. | Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffe para los efectos dobles para el nitrógeno orgánico retenido en el suelo. En negrilla las combinaciones significativas. | 177 |
| Tabla 53. | Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las variables relacionadas con el movimiento del agua: Capacidad de Campo, Punto de Marchitez y Número de Curva de Escorrentía. | 186 |
| Tabla 54. | Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las variables de entrada del nitrógeno orgánico en el suelo y de la fracción refractaria del nitrógeno orgánico contenido en el purín. | 192 |
| Tabla 55. | Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad del exponente 1/n y los coeficientes KF y XFIX de la isoterma de adsorción de amonio. | 198 |
| Tabla 56. | Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las constantes KDES y KADS de la cinética de adsorción de amonio. | 199 |

| | | |
|------------------|--|-----|
| Tabla 57. | Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las constantes del ciclo del nitrógeno KMIN, KNIT, KVOL y KDES. | 205 |
| Tabla 58. | Valores medio, desviación estándar y desviación porcentual del efecto relativo medio que tienen todas las variables de estado para un mismo parámetro. | 207 |
| Tabla 59. | Efecto relativo mayor de cada una de las variables de estado | 208 |
| Tabla 60. | Orden de calibración de las variables más importantes | 208 |
| Tabla 61. | Valores del porcentaje de gravas, la capacidad de campo (cm^3/cm^3) y punto de marchitez (cm^3/cm^3), utilizando la ecuación de ajuste. | 222 |
| Tabla 62. | Resultados calibración hidráulica: Errores respecto a los valores experimentales | 223 |
| Tabla 63. | Valores de los parámetros a, b, c y d de las ecuaciones de las constantes del ciclo del nitrógeno KMIN, KNIT y KDES, calibración respecto al porcentaje de humedad al final de las experimentaciones. | 229 |
| Tabla 64. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad. Columnas de 40 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental. | 231 |
| Tabla 65. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad. Columnas de 100 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental. | 232 |
| Tabla 66. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad columnas de 160 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental. | 233 |
| Tabla 67. | Valores de los parámetros a, b, c y d de las ecuaciones de las constantes del ciclo del nitrógeno KMIN, KNIT y KDES, calibración respecto al porcentaje de gravas. | 238 |
| Tabla 68. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas columnas de 40 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha/columna) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental. | 239 |
| Tabla 69. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas columnas de 100 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha/columna) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental. | 240 |
| Tabla 70. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas columnas de 160 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha/columna) simuladas y experimentales, errores respecto al valor experimental y errores respecto al Nitrógeno Total experimental. | 241 |
| Tabla 71. | Errores promedio respecto al Nitrógeno Total en las columnas experimentales: calibración respecto al porcentaje de humedad y al porcentaje de gravas. | 245 |
| Tabla 72. | Valores constantes del ciclo del nitrógeno: calibración respecto porcentaje de humedad y porcentaje gravas. | 245 |
| Tabla 73. | Valores constante de mineralización (d^{-1}) registrada por diferentes autores y características de obtención. | 246 |
| Tabla 74. | Valores constante de nitrificación (d^{-1}) y desnitrificación (d^{-1}) registrada por diferentes autores. Entre paréntesis KDES (1/día) calculada a partir de D_p y K. | 247 |
| Tabla 75. | Resultados simulación del modelo PRZM.3.12.2 con las constantes calibradas, con el valor medio de las constantes y con el valor medio \pm la desviación estándar de las constantes calibradas. | 248 |
| Tabla 76. | Análisis de la calibración: IA y RMSE del Error respecto al nitrógeno total (porcentaje respecto al NT lixiviado, retenido y movilizado respectivamente). Calibración según porcentaje de humedad y porcentaje de gravas. | 249 |

| | | |
|------------------|--|-----|
| Tabla 77. | Características edafológicas de las columnas útiles para la validación. Espesor del horizonte de suelo (cm), Porcentaje de rocas (%), humedad inicial del suelo (cm^3/cm^3), humedad a capacidad de campo CC (cm^3/cm^3), humedad a punto de marchitez PM (cm^3/cm^3) y número de curva de escorrentía CN..... | 257 |
| Tabla 78. | Características simulaciones de las columnas útiles para la validación. Periodo de simulación (meses), dosis de purín aplicada (kg NT/ha) y valores de las constantes de mineralización, nitrificación y desnitrificación (1/día)..... | 257 |
| Tabla 79. | Resultados validación del modelo PRZM3 calibrado respecto al porcentaje de rocas: Cantidades de nitrógeno en forma de Nitratos lixiviados (kg/ha) y agua (cm) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental..... | 258 |
| Tabla 80. | Condiciones climáticas estación climática de Onda..... | 264 |
| Tabla 81. | Características de las simulaciones de la batería uno..... | 265 |
| Tabla 82. | Características de las simulaciones de la batería dos..... | 266 |
| Tabla 83. | Variación del contenido de nitrógeno en el suelo calculado con las ecuaciones de Duwig et al., 2003 y de Martínez y Peu, 2000 para las simulaciones con el PRZM3.12.2..... | 268 |
| Tabla 84. | Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitratos respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas..... | 279 |
| Tabla 85. | Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de amonio respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas..... | 288 |
| Tabla 86. | Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitrógeno orgánico respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas..... | 294 |
| Tabla 87. | Cantidad de agua lixiviada acumulada (cm) en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.3.2.12. Entre paréntesis número de eventos de lixiviación..... | 305 |
| Tabla 88. | Concentración media de nitratos ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) en cinco años de simulación que lixiviarían desde una profundidad de 105 cm, calculadas a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea acumulados desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2..... | 306 |
| Tabla 89. | Concentración máxima mensual de nitratos ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm, calculada a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea mensual desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2..... | 307 |
| Tabla 90. | kg/ha totales de nitratos que alcanzarían el acuífero en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.3.12.2..... | 308 |
| Tabla 91. | Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitratos respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas..... | 314 |
| Tabla 92. | Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de amonio respecto a su simulación blanco en función de la fecha de aplicación del purín y la curva de escorrentía, con y sin plantas..... | 318 |
| Tabla 93. | Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitrógeno orgánico respecto a su simulación blanco en función de la fecha de aplicación del purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas..... | 322 |
| Tabla 94. | Promedio anual de cantidades movilizadas de nitrógeno en kg_N/ha/año | 327 |
| Tabla 95. | Cantidad de agua lixiviada acumulada (cm) en seis años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM3.12.2. Entre paréntesis el número de eventos de lixiviación..... | 329 |

| | | |
|-------------------|--|-----|
| Tabla 96. | Concentración media de nitratos ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) en seis años de simulación que lixivian desde una profundidad de 105 cm, calculadas a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea acumulados desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2..... | 330 |
| Tabla 97. | Concentración máxima mensual de nitratos ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) en seis años de simulación a una profundidad de 105 cm, calculada a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea mensual desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2..... | 331 |
| Tabla 98. | kg/ha totales de nitratos que alcanzarían el acuífero en seis años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.3.12.2..... | 332 |
| Tabla 99. | Características de las simulaciones para analizar el efecto de la desnitrificación sobre el nitrógeno retenido y la concentración de nitratos esperada. | 333 |
| Tabla 100. | Resultados de las simulaciones con y sin desnitrificación de la concentración esperada a 105 cm de profundidad del suelo calculados con los resultados del PRZM3.12.2. Agua lixiviada (cm), concentración acumulada ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) y Kilogramos totales de nitratos (kg N_NO_3^-) en cinco años de simulación, concentración máxima mensual ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$). | 335 |
| Tabla 101. | Resultados programación del riego. ET_0 : evaporación del cultivo de referencia (mm/mes), P: precipitación (mm/mes), P_e : precipitación efectiva (mm/mes), E_t (cultivo): Evaporación del cultivo (mm/mes) y N_t : necesidades totales de riego (mm/mes), K_c : Coeficiente de cultivo [] y Δp : Incremento de la precipitación diaria en el archivo meteo modelo PRZM3.12.2 (cm/día)..... | 338 |
| Tabla 102. | Características de las simulaciones para analizar el efecto del regadío sobre el nitrógeno retenido y la concentración de nitratos esperada. | 338 |
| Tabla 103. | Resultados de las simulaciones con precipitación normal y precipitación más regadío diario. Lixiviado de nitrógeno (kg N/ha) y de agua (cm) a 495 cm de profundidad..... | 341 |
| Tabla 104. | Resultados de las simulaciones con precipitación normal y precipitación más regadío diario respecto a la concentración esperada a 105 cm de profundidad del suelo calculados con los resultados del PRZM.3.12.2. Agua lixiviada (cm), concentración media y kilogramos totales de nitratos lixiviados ($\text{kg N_NO}_3^-/\text{ha}$) en cinco años de simulación ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) y concentración máxima mensual ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$). | 342 |
| Tabla 105. | Características de las simulaciones para analizar el efecto del contenido inicial de nitrógeno en el suelo. | 344 |
| Tabla 106. | Concentración media de nitratos ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) en cinco años de simulación que lixiviarían desde una profundidad de 105 cm, calculadas a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea acumulados desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2..... | 351 |
| Tabla 107. | Concentración máxima mensual de nitratos ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm, calculada a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea mensual desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2..... | 352 |
| Tabla 108. | kg/ha totales de nitratos que alcanzarían el acuífero en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.3.12.2. | 352 |

INDICE DE FIGURAS

| | |
|--|-----|
| Figura 1. Representación simplificada de los procesos de descomposición y mineralización, tomado de Shaffer, (2001)..... | 76 |
| Figura 2. Esquemas de las isotermas de Langmuir, B.E.T. y Freundlich: Arriba gráficas de las isotermas, abajo formas linealizadas de las isotermas usando parámetros de ajuste. | 94 |
| Figura 3. Esquema de la modelación del ciclo del nitrógeno realizada por el PRZM-3. | 105 |
| Figura 4. Lugar de extracción del terreno para los ensayos | 123 |
| Figura 5. Determinación de la textura según la clasificación de la U.S.D.A. para el suelo de estudio. | 124 |
| Figura 6. Diagrama triangular para la determinación de la textura según la clasificación de la U.S.D.A..... | 124 |
| Figura 7. Datos experimentales para obtener la isoterma de adsorción del amonio..... | 126 |
| Figura 8. Ajuste de los datos experimentales a la isoterma de Freundlich..... | 127 |
| Figura 9. Ajuste matemático del equilibrio de adsorción experimental por medio del modelo cinético de adsorción de amonio..... | 129 |
| Figura 10. a) Columnas cortas, C1, C2 y C3. Se observa en la parte inferior el sistema de evacuación y lixiviado, b) Vista general del montaje de las columnas experimentales | 131 |
| Figura 11. Datos de lluvia, estación climática de Onda (01/09/01 a 02/01/02) y evaporación medida en laboratorio. | 134 |
| Figura 12. Evolución del drenaje acumulado por longitud de columna. a) columnas 40 cm, b) columnas 100 cm y c) columnas 160 cm. Textura fina: línea rosa, textura media: línea verde, textura gruesa: línea roja. ... | 135 |
| Figura 13. Evolución del drenaje Columnas C1' (40 cm) y C5' (100 cm). Textura media..... | 136 |
| Figura 14. Variación de la humedad con la profundidad. Humedad inicial línea color rosado. a) columnas de 40 cm, b) columnas de 100 cm y c) columnas de 160 cm. | 138 |
| Figura 15. Nitrógeno orgánico acumulado en el lixiviado (mg). a) columnas de 40 y b) columnas de 100 cm columnas de 160 cm. | 145 |
| Figura 16. Nitrito acumulado en el lixiviado (mg), a) columnas de 40 cm b) columnas de 100 cm c) columnas de 160 cm. | 147 |
| Figura 17. Nitratos acumulados en el lixiviado (mg) en las columnas para la validación, línea roja dosis aplicada de purín, línea verde lixiviado columnas C5' con aplicación de purín, línea azul lixiviado columna C1' blanco y línea rosa lixiviado columna C1' blanco multiplicada por 3..... | 148 |
| Figura 18. Amonio acumulado en el lixiviado (mg), a) columnas de 40 b) columnas de 100 cm y c) columnas de 160 cm. Eje izquierdo mg aportados por el purín, eje derecho mg lixiviados. | 149 |
| Figura 19. Amonio acumulado lixiviado (mg) en las columnas para la validación, línea roja dosis aplicada de purín, línea verde lixiviado columnas C5' con aplicación de purín, línea azul lixiviado columna C1' (blanco) y línea rosa lixiviado columna C1' (blanco) multiplicada por tres..... | 150 |
| Figura 20. Perfil del contenido de nitratos en la columna (mg N-NO ₃ ⁻ /Kg suelo seco), a) columnas de granulometría fina, b) columnas de granulometría media y c) columnas de granulometría gruesa..... | 154 |
| Figura 21. Perfil del contenido de amonio en la columna (mg N-NH ₄ ⁺ /Kg suelo seco), (a) columnas de granulometría fina, (b) columnas de granulometría gruesa y c) columnas de granulometría gruesa..... | 155 |
| Figura 22. Perfil del contenido de nitrógeno orgánico en la columna (mg N-Orgánico/Kg suelo seco), (a) columnas granulometría fina, (b) columnas granulometría gruesa y c) columnas de granulometría gruesa. ... | 156 |
| Figura 23. Concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo (mg N-NO ₃ ⁻ /L), a) columnas granulometría fina, b) columnas granulometría media y c) columnas granulometría gruesa. | 157 |
| Figura 24. Relación profundidad vrs. porcentaje de nitratos lixiviados. | 159 |

| | |
|---|-----|
| Figura 25. Concentración de amonio contenida en la humedad del suelo (mg N-NH ₄ ⁺ /L), a) columnas granulometría fina b) columnas granulometría media, (c) columnas granulometría gruesa. | 160 |
| Figura 26. Concentración de Nitrógeno orgánico contenida en la humedad del suelo (mg N Org/L), (a) columnas granulometría fina, (b) columnas granulometría media y (c) columnas granulometría gruesa. | 161 |
| Figura 27. Variación del contenido de materia orgánica: a) columnas de 40 cm, b) columnas de 100 cm y c) columnas de 160 cm. | 166 |
| Figura 28. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de: Capacidad de Campo (línea verde), Punto de Marchitez (línea roja) y Número de Curva de escorrentía CN (línea azul). | 184 |
| Figura 29. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de: Capacidad de Campo (línea verde), Punto de Marchitez (línea roja) y Número de Curva de escorrentía CN (línea azul). | 185 |
| Figura 30. Análisis de sensibilidad del nitrógeno y el agua lixiviada a la variación de: Capacidad de Campo (línea verde), Punto de Marchitez (línea roja) y Número de Curva de escorrentía CN (línea azul). | 186 |
| Figura 31. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de: porcentaje en solución (línea naranja) y porcentaje lábil (línea azul) del Nitrógeno Orgánico inicial en el suelo y fracción refractaria del purín (línea rosa). | 190 |
| Figura 32. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de: Porcentaje en Solución (línea naranja) y Porcentaje Lábil (línea azul) del Nitrógeno Orgánico inicial en el suelo y Fracción Refractaria del purín (línea rosa). | 191 |
| Figura 33. Análisis de sensibilidad del nitrógeno lixiviado a la variación de: Porcentaje en Solución (línea naranja) y Porcentaje Lábil (línea azul) del Nitrógeno Orgánico inicial en el suelo y Fracción Refractaria del purín (línea rosa). | 192 |
| Figura 34. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de: exponente 1/n (línea azul), coeficiente Kf (línea verde), coeficiente XFIX (línea naranja), constante KADS (línea verde azulada) y KDES (línea morada). | 196 |
| Figura 35. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de: exponente 1/n (línea azul), coeficiente Kf (línea verde), coeficiente XFIX (línea naranja), constante KADS (línea verde azulada) y KDES (línea morada). | 197 |
| Figura 36. Análisis de sensibilidad del nitrógeno lixiviado a la variación de: exponente 1/n (línea azul), coeficiente KF (línea verde), coeficiente XFIX (línea naranja), constante KADS (línea verde azulada) y KDES (línea morada). | 198 |
| Figura 37. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de las constantes del ciclo del nitrógeno: KMIN (línea azul), KVOL (línea lila) KNIT (línea marrón) y KDESN (línea verde). | 202 |
| Figura 38. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de las constantes del ciclo del nitrógeno: KMIN (línea azul), KVOL (línea lila) KNIT (línea marrón) y KDESN (línea verde). ... | 203 |
| Figura 39. Análisis de sensibilidad del nitrógeno lixiviado a la variación de las constantes del ciclo del nitrógeno: KMIN (línea azul), KVOL (línea lila) KNIT (línea marrón) y KDESN (línea verde). | 204 |
| Figura 40. Relación experimental entre la capacidad de campo y el porcentaje de gravas. | 221 |
| Figura 41. Resultados calibración hidráulica columnas de 160 cm: Perfil real (puntos marrones), Perfil teórico (línea morada), condición inicial C.I. (línea azul). | 224 |
| Figura 42. Resultados calibración hidráulica columnas de 100 cm: Perfil real (puntos marrones), Perfil teórico (línea morada), condición inicial C.I. (línea azul). | 225 |

| | | |
|-------------------|--|-----|
| Figura 43. | Resultados calibración hidráulica columnas de 40 cm: Perfil real (puntos marrones), Perfil teórico (línea morada), condición inicial C.I. (línea azul). | 226 |
| Figura 44. | Relación matemática entre las constantes del ciclo del nitrógeno y el porcentaje de humedad al final de los ensayos. | 229 |
| Figura 45. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad, columna C3 fina de 40 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo. | 234 |
| Figura 46. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad, columna C6 fina de 100 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo. | 235 |
| Figura 47. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad, columna C9 fina de 160 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo. | 236 |
| Figura 48. | Relación matemática entre las constantes del ciclo del nitrógeno y el porcentaje de gravas o material no activo en los procesos del ciclo del nitrógeno. | 237 |
| Figura 49. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas, columna C3 fina de 40 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo.... | 242 |
| Figura 50. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas, columna C6 fina de 100 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo.. | 243 |
| Figura 51. | Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas, columna C9 fina de 160 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación. | 244 |
| Figura 52. | Relación experimental entre la conductividad eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) del agua lixiviada y la concentración de N-NO_3^- lixiviada ($\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$). | 256 |
| Figura 53. | Variación porcentual del contenido de nitrógeno con la profundidad del suelo en función del contenido en la superficie del suelo dada por varios autores. La serie de datos y su correspondiente ecuación de ajuste lineal son representadas por el mismo color. | 268 |
| Figura 54. | Variación del contenido de nitratos en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 273 |
| Figura 55. | Comparación de la variación del contenido de nitratos durante cinco años de simulación (kg N/ha) en la zona de raíces del suelo (105 cm). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 0, 170 y 1700 kg N/ha/año (Blanco, D_PL y D_P10L). | 276 |
| Figura 56. | Variación de los nitratos retenidos al final de cinco años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa | |

| | | |
|-------------------|--|-----|
| | (CN_mg), CN baja granulometría fina (CN_bf), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. | 278 |
| Figura 57. | Variación mensual (eje de abcisas, número del mes) del contenido de nitratos para la simulación CN media, granulometría fina, dosis P10L y sin plantas. | 280 |
| Figura 58. | Variación del contenido de nitratos con la profundidad del suelo al final de cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). | 282 |
| Figura 59. | Variación del contenido de amonio en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 285 |
| Figura 60. | Variación del amonio retenido al final de cinco años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría fina (CN_bf), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. | 287 |
| Figura 61. | Variación mensual (eje de abcisas, número del mes) del contenido de amonio para la simulación CN media, granulometría fina, dosis P10L y sin plantas. | 289 |
| Figura 62. | Variación del contenido de amonio con la profundidad del suelo al final de cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). | 291 |
| Figura 63. | Variación del contenido de nitrógeno orgánico en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (eje de la derecha, kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año respectivamente (eje de la izquierda, D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 292 |
| Figura 64. | Variación del nitrógeno orgánico retenido al final de cinco años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría fina (CN_bf), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. | 294 |
| Figura 65. | Variación mensual del contenido de nitrógeno orgánico para la simulación CN media, granulometría fina, dosis P10L y sin plantas. | 296 |
| Figura 66. | Variación del contenido de nitrógeno orgánico con la profundidad del suelo al final de cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). | 297 |
| Figura 67. | Variación de las cantidades de nitrógeno orgánico mineralizado en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 298 |
| Figura 68. | Variación de las cantidades de nitrógeno amoniacal nitrificado en todo el perfil del durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín | |

| | | |
|-------------------|--|-----|
| | aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 300 |
| Figura 69. | Variación de las cantidades de nitratos desnitrificados en todo el perfil del durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 302 |
| Figura 70. | Evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). | 304 |
| Figura 71. | Variación del contenido de nitratos en todo el perfil del suelo durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 310 |
| Figura 72. | Comparación de la variación del contenido de nitratos durante cinco años de simulación (kg N/ha) en la zona de raíces del suelo (105 cm). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 312 |
| Figura 73. | Variación de los nitratos retenidos al final de seis años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 313 |
| Figura 74. | Variación del contenido de nitratos con la profundidad del suelo al final de seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un mes, dos meses y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 315 |
| Figura 75. | Variación del contenido de amonio en todo el perfil del suelo durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 316 |
| Figura 76. | Variación del amonio retenido al final de seis años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un mes, dos meses y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 318 |
| Figura 77. | Variación del contenido de amonio con la profundidad del suelo al final de seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 319 |
| Figura 78. | Variación del contenido de nitrógeno orgánico en todo el perfil del suelo durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, | |

| | | |
|-------------------|--|-----|
| | dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 320 |
| Figura 79. | Variación del nitrógeno orgánico retenido al final de seis años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 322 |
| Figura 80. | Variación del contenido de nitrógeno orgánico con la profundidad del suelo al final de seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 323 |
| Figura 81. | Variación de las cantidades de nitrógeno orgánico mineralizado en todo el perfil del suelo, durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 324 |
| Figura 82. | Variación de las cantidades de nitrógeno amoniacal nitrificado en todo el perfil del suelo, durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 325 |
| Figura 83. | Variación de las cantidades de de nitratos desnitrificados en todo el perfil del suelo, durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 326 |
| Figura 84. | Evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). | 328 |
| Figura 85. | Comparación de la evolución temporal del nitrógeno retenido en todo el perfil del suelo con o sin desnitrificación. A la derecha simulaciones con CN media, granulometría fina, sin plantas y dosis de purín P10L, línea azul con desnitrificación, línea verde sin desnitrificación. A la izquierda simulaciones con CN baja, granulometría gruesa, con plantas y dosis de purín PL, línea azul con desnitrificación, línea verde sin desnitrificación. | 334 |
| Figura 86. | Comparación de la evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas con o sin desnitrificación. Simulaciones con CN baja, granulometría gruesa, con plantas y dosis de purín PL, línea azul con desnitrificación, línea verde sin desnitrificación. | 335 |
| Figura 87. | Comparación de la evolución temporal del nitrógeno retenido en el suelo con y sin regadío. Simulaciones con CN media, granulometría fina y dosis de purín P10L y CN baja, granulometría gruesa y dosis de purín P10L. Líneas tonos azules con precipitación, líneas tonos verdes con regadío. | 339 |
| Figura 88. | Comparación de la evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas con o sin regadío. Simulaciones con CN media, granulometría fina y dosis de purín P10L y CN baja, granulometría gruesa y dosis de purín P10L. Líneas tonos azules con precipitación, líneas tonos verdes con regadío. .. | 341 |
| Figura 89. | Variación del contenido de N_NO ₃ ⁻ , N_NH ₄ ⁺ y N_Orgánico en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (Kg N/ha). Para el N_Orgánico eje de la derecha, (kg N/ha). Simulaciones con 10% del contenido inicial de nitrógeno real en el suelo con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN | |

| | |
|---|-----|
| baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año respectivamente (eje de la izquierda, D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha. | 345 |
| Figura 90. Comparación evolución temporal del contenido de nitrógeno durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con contenido inicial homogéneo de nitrógeno en el suelo y perfil variable (PV: Horizonte 1: 100% del real, Horizonte 2: 64% del real, Horizonte 3: 22% del real) con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 1700 kg N/ha/año (D_P10L). | 347 |
| Figura 91. Comparación evolución temporal del contenido de nitratos durante cinco años de simulación (kg N/ha) en la zona de raíces del suelo (105 cm). Simulaciones con 10% del contenido inicial de nitrógeno real en el suelo con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg). Y simulaciones con el perfil del contenido de nitrógeno variable (PV) con CN media granulometría fina (CN_mf_PV) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg_PV), SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 0, 170 y 1700 kg N/ha (Blanco, D_PL y D_P10L). | 348 |
| Figura 92. Comparación evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con 10% del contenido inicial de nitrógeno real en el suelo con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg). Y simulaciones con el perfil del contenido de nitrógeno variable (PV) con CN media granulometría fina (CN_mf_PV) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg_PV), SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 0, 170 y 1700 kg N/ha (Blanco, D_PL y D_P10L). | 350 |

1. Introducción

1. INTRODUCCIÓN.

La mayor parte de la contaminación difusa en aguas superficiales está relacionada con actividades agrícolas y ganaderas, que se desarrollan en grandes extensiones de territorio, ya que por medio de la escorrentía superficial y la infiltración se arrastran y penetran en el terreno compuestos que han sido depositados en el suelo. Las sustancias que se asocian a este tipo de contaminación son los fertilizantes inorgánicos, los compuestos fitosanitarios y la materia orgánica asociada a la ganadería. Esta contaminación difusa tiene una gran importancia en la degradación de los recursos hídricos.

La actividad ganadera porcina en la Comunidad Valenciana tiene un peso muy importante en la economía, debido al cambio paulatino que se ha producido en la segunda mitad del siglo XX en los sistemas de producción tradicionales (estructura tipo familiar) hacia sistemas de producción intensivos. El crecimiento de la cabaña ganadera y la intensificación de la producción también tienen gran repercusión en el medio ambiente, debido a la generación de una mayor cantidad de residuos, con los consiguientes problemas de manejo y generación de riesgos ambientales que estos producen.

Ante esta evolución de la cabaña porcina, es evidente el hecho de que pueden existir problemas con los residuos orgánicos de estos animales, llamados comúnmente purines. Actualmente la mayoría de dichos purines son aplicados directamente sobre el terreno con un mayor o menor grado de control. Si esta actividad se realizara de forma controlada, los suelos y las cosechas se podrían beneficiar de la materia orgánica y los nutrientes aportados por los purines, protegiéndose además los cauces de los ríos y las aguas subterráneas de la contaminación que estos pueden generar.

Los problemas que producen los residuos de las explotaciones porcinas pueden afectar al aire (emisiones de metano, dióxido de carbono, emisiones de óxido nitroso y ácidos grasos volátiles responsables de los malos olores de estas explotaciones), al suelo (contaminación del suelo por metales pesados y salinización) y al agua (eutrofización de las aguas por nutrientes). Pero el problema más preocupante es la contaminación de los acuíferos por nitratos. Este problema es de carácter mundial ya que gran parte del agua utilizada para el abastecimiento de la población se extrae de acuíferos subterráneos, especialmente en Europa, así que el estado de las aguas subterráneas en términos de calidad y cantidad es de vital importancia (European Environment Agency, 1999).

Para comprender mejor esta problemática se explica a continuación la composición química del purín, los problemas ambientales que producen la mala gestión de este residuo y los posibles tratamientos que se le pueden efectuar antes de su aplicación al terreno.

1.1. COMPOSICIÓN DEL PURÍN.

El purín es un fluido denso formado por la mezcla de excrementos sólidos y líquidos del ganado porcino, diluido en las aguas de limpieza de los establos. Estos purines tienen una carga de materia orgánica y nutrientes asimilables muy alta. La cantidad de metales pesados que pueden contener está muy relacionada con el tipo de alimentación de los animales, afectando a su posible utilización en la agricultura.

Este fluido denso está compuesto principalmente por:

- Materia orgánica procedente de los excrementos de los cerdos y residuos de alimentos no consumidos por los animales.
- Agua procedente de bebederos y del lavado de las instalaciones.
- Compuestos disueltos procedentes de la orina, básicamente sales solubles, urea y amoníaco.
- Sólidos minerales procedentes del suelo arrastrado por el agua de lavado.
- Metales pesados, principalmente Zn y Cu, adicionados a los piensos para cerdos.
- En ocasiones, restos de antibióticos y desinfectantes.

La composición exacta del purín varía debido a muchos factores, entre los que se pueden destacar:

- Tipo y peso del animal y su alimentación.
- Tipo o grupo al que pertenece el animal (lechones, cebo, reproductores).
- Composición del agua de lluvia.
- Temperatura y humedad existente en la explotación ganadera.
- Cantidad de agua utilizada en la limpieza de las instalaciones.
- Forma y tiempo de almacenamiento del purín.

Como estos factores pueden variar con el tiempo, es difícil hablar de una composición constante del purín, incluso dentro de una misma explotación ganadera, constituyendo esto una dificultad añadida al estudio del problema.

En la Tabla 1 se pueden ver los principales componentes del purín según varios autores:

Tabla 1. Composición de los purines. Tomada de Ferrer (1993) y otros *.

| Autor | DBO₅ (g/L) | DQO (g/L) | N-Total (g N/L) | N-Orgánico (g N/L) | N-NH₄ (g N/L) | P-Total (g P/L) | Fosfatos (g P/L) | K-Total (g K/L) |
|------------------------|----------------------------------|----------------------|----------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Gray | 1.2-33 | 5-44 | 1.7-4.4 | | 0.1-1.4 | 0.16-0.52 | 0.13-0.29 | 0.1-0.7 |
| Bilstad | 7-35 | 40-45 | 3.5 | | | 1.5 | | |
| Bonastre | 8-60 | 10-200 | | | | 0.83-2.5 | | 0.9 |
| Andeakakis | | | 2.2-6.7 | | | 0.65-1.96 | | 0.97-2.9 |
| Sneath | | | 1.5-2.3 | | 1.1-1.6 | | | |
| Heduit | 14-40 | 40-170 | | 5.4-10.8 | 5.6 | 1.75-4.45 | | 1.16 |
| Gr. El Tremedal | 14.4 | 40.81 | 3.85 | | 3.1 | 0.22-1.5 | 0.15 | 0.87-2.3 |
| Roig | | | 1.31-5.21 | | 1.1-3.81 | 0.03-0.73 | | 1.1-3.3 |
| Sommer | | | | 2.8-6.71 | 2.44-5.3 | | | |
| Williams | 10.7 | 39.9 | 3.52 | | 2.72 | | | |
| * Prats (1996) | | | 3.4-5.9 | 0.9-2.5 | 2.5-3.4 | 1.8-5.3 | | 2.3-3.6 |
| * Sió (2000) | | | 7.63-9.73 | 2.07-3.29 | 4.63-6.54 | 3.89-6.57 | | 4.47-7.04 |

Dependiendo de la composición del purín, las condiciones climáticas y del tipo de suelo, podría ocurrir que hubiese demasiados residuos o sólidos suspendidos y/o una carga de nitrógeno muy fuerte que impediría la aplicación directa del purín sobre el terreno. Por lo tanto, se debe analizar muy bien la composición inicial tanto del purín como del suelo, para evitar posibles problemas de contaminación por una mala gestión de éste.

1.2. PROBLEMAS MEDIOAMBIENTALES.

En las últimas décadas se ha producido un fuerte incremento en el número y dispersión/concentración de explotaciones porcinas. En este periodo también se ha conseguido aumentar la eficiencia de estas explotaciones, pero se ha prestado poca atención al gran aumento de residuos generados por ellas. Actualmente, se debería adoptar una actitud orientada al desarrollo sostenible de la actividad, lo que implicaría una gestión adecuada tanto de los recursos como de los residuos.

A partir de los datos de 1990, se puede afirmar que la cabaña ganadera de la Comunidad Valenciana se fundamenta en el porcino (49.7%) y el ovino (40.1%). Dentro de este contexto, la provincia de Castellón es la más ganadera y también la de mayor número de cabezas de ganado porcino (53.4% del total), (Ferrer et al., 1993).

En el periodo 1995-2001, el censo español de cerdos ha aumentado algo más del 31%, mientras que el comunitario lo ha hecho a un ritmo sensiblemente inferior de sólo el 5.3% (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2003). España ocupa el segundo lugar en efectivos ganaderos porcinos después de Alemania, con un censo de 24 884 022 animales para

el 2005 (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006), lo cual equivale a más de 74 millones de habitantes equivalentes. La producción de purín para hembras reproductoras es aproximadamente de 11 L/día (Laínez, 1998) por lo que se puede estimar la producción anual de purines en España en 99.90 hectómetros cúbicos.

Durante mucho tiempo se han venido utilizando los purines como abono para el suelo, estableciéndose un ciclo cerrado en la misma explotación. No se puede hablar en este caso de contaminación, ya que los purines son un fertilizante con un valor económico. El problema surge cuando las granjas se convierten en explotaciones intensivas, con pocas tierras cultivables disponibles y mucho ganado. La producción de estos residuos en las explotaciones intensivas de ganado porcino en España se estima en 30 millones de toneladas/año, siendo un problema grave en zonas concretas de la geografía española que soportan una fuerte concentración ganadera (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2003). En estas circunstancias es cuando se crea un excedente de purines difícil de gestionar.

Entre los principales problemas ambientales que pueden producir los purines según el medio afectado están:

Agua superficial:

- El vertido directo de purines a las corrientes superficiales hacen que el agua deje de ser potable de manera inmediata y provoca, si es consumida, problemas gastrointestinales por una contaminación bacteriológica. Estos vertidos incorporan materia orgánica al agua que, si no es detectada, al clorarse provoca la aparición de una serie de compuestos químicos trihalometanos (triclorometanos) que pueden perjudicar la salud (Prats, 1996).
- Las diferentes sustancias suministradas por los purines a los cursos de agua, proporcionan un rico suministro de nutrientes a las bacterias, que se reproducen con mucha más rapidez, aumentando así el consumo de O₂, lo que puede provocar la disminución del oxígeno disuelto en el agua hasta niveles que no sean suficientes para la vida acuática.
- La contaminación de las aguas superficiales debido a la presencia de nitratos, procedentes de la mineralización del nitrógeno orgánico del purín, puede provocar que se superen los límites de la normativa vigente para declarar potable un agua de consumo (50 mg NO₃⁻/L). Así mismo, una concentración excesiva de nitrógeno y fósforo en las aguas superficiales puede producir problemas de eutrofización que consiste en un enriquecimiento de nutrientes de la masa de agua, que conlleva un crecimiento desmesurado de la biomasa planctónica (fundamentalmente el fitoplancton), asociado con un cambio y una reducción de las especies presentes. Los principales nutrientes que estimulan este desarrollo anormal son el nitrógeno y el fósforo, que se acumulan en las aguas transportadas por escorrentía

desde tierras ricas en estos elementos, por lo que está muy relacionado con el exceso de fertilizantes.

Suelo, zona saturada y no saturada:

- El oxígeno presente en el suelo se puede agotar debido a la elevada carga orgánica del purín. Si su aplicación es excesiva y se supera la capacidad de campo del terreno, también puede ocurrir que parte de la materia orgánica y de las formas nitrogenadas alcancen los acuíferos por percolación profunda o que alcancen algún cauce fluvial mediante la escorrentía.
- La mineralización del nitrógeno orgánico presente en el purín y su posterior nitrificación puede producir grandes cantidades de nitratos que pueden ser mayores que las consumidas por las plantas para su crecimiento y podrían alcanzar los acuíferos. La elevada solubilidad de los nitratos permite que este ión se incorpore a las capas más profundas del subsuelo, alcanzando las aguas subterráneas y provocando la contaminación por nitratos de éstas. En este caso no se desencadena un proceso biológico, sino que se produce una elevada concentración de un compuesto químico en el agua, hasta alcanzar niveles tóxicos e impedir su utilización como recurso natural. La aplicación de fertilizantes en exceso y las prácticas de riego poco eficientes, favorecen el lavado de los nitratos y su incorporación a los acuíferos. Cuando se produce un exceso de mineralización sobre la inmovilización, y el nitrato liberado no es asimilado por los cultivos o la cubierta vegetal, se produce un excedente de nitratos que puede ser arrastrado por escorrentía. Todos los factores que favorecen la mineralización aumentan el riesgo de lavado de nitratos. Entre ellos cabe destacar el tipo de suelo, la temperatura, la aireación y el drenaje.
- La transformación de amoníaco en ácido nítrico produce la acidificación de suelos y lagos. Así mismo, se puede presentar una acumulación de metales pesados (cobre y zinc) y la salinización del suelo que pueden aumentar la degradación de éste. Bosch et al. (2000), encontraron que las diferencias iniciales en los valores de salinidad tras la aplicación de purín se hallan únicamente asociadas de forma significativa a la dosis de purín aplicada, incrementándose los valores de salinidad con la dosis de purín. Así mismo, reportan que el incremento asociado a las aplicaciones de purín ha sido también descrito por otros autores como Bernal et al. (1992) que describen un incremento en el riesgo de salinización con aplicaciones anuales de purín, en suelos calcáreos.

Atmósfera:

- La contaminación atmosférica debido a los purines, se da bien por presencia de patógenos en el aire, por emisiones gaseosas de amoníaco, o por emisiones de gases debidos a la

fermentación entérica del ganado (metano, óxido nitroso, CO₂, etc.). Uno de los efectos directos de los purines es la producción de malos olores tanto en las proximidades de las granjas como en los terrenos agrícolas donde se ha vertido. Así mismo, la transferencia a la atmósfera de óxidos nitrosos y amoníaco producidos por la desnitrificación y volatilización del amonio, respectivamente.

- La liberación de óxido nitroso (N₂O) a la atmósfera se produce como consecuencia de los procesos de desnitrificación y debido a la utilización de combustibles fósiles, quema de biomasa y el uso de fertilizantes. Las emisiones de N₂O procedentes de suelos agrícolas contribuyen con un 4.8% del total de las emisiones de gases de efecto invernadero de la Comunidad Europea. Las emisiones de N₂O en la comunidad Europea para el año 2001 fueron 344495 Gg de CO₂ equivalentes, lo cual representa una disminución del 15.8% respecto a las emisiones de 1990 (European Environment Agency, 2003). Una parte de la acidificación y enriquecimiento de nitrógeno en todos los ecosistemas está producido por el amonio y los óxidos del nitrógeno. En Europa occidental, el 74 % del amonio (amoníaco) que hay en el aire está originado por explotaciones de producción animal.
- La emisión de metano del proceso de digestión metanogénica (anaeróbico) del purín, genera la aparición de biogás como resultado de la digestión de la materia orgánica en ausencia de oxígeno y está formado por CO₂ (30 - 50%), CH₄ (50 - 70%), H₂S (1%) y H₂ (2%). Las emisiones de CH₄ se estiman que contribuyen entre un 15 y un 20% al calentamiento global de la tierra. Las emisiones de CH₄ y CO₂ han sido incrementadas en un 143% y un 35%, respectivamente, desde la época preindustrial (1750) hasta el año 2004 en los Estados Unidos (E.P.A., 2007). En la Comunidad Europea, el CO₂ representa el 82% del total de emisiones europeas de gases de efecto invernadero, el cual se vio incrementado en un 1.6% en el año 2001 respecto a su valor en 1990. Este aumento fue compensado con la disminución del CH₄ y el NO₂ en un 20.4% y un 15.8%, respectivamente, para el mismo periodo de análisis (European Environment Agency, 2003).

Problemas de salud pública:

- Los purines pueden ser peligrosos para la salud debido a la posibilidad de infecciones por gérmenes patógenos. También pueden contener organismos unicelulares móviles o inmóviles, como las bacterias. Se pueden encontrar bacterias parásitas patógenas de los animales que pueden producir enfermedades graves como el tifus, el cólera, etc. Es muy importante considerar el contenido de estas bacterias en los purines por la posible contaminación que pueden causar y estimar el tratamiento a aplicar.

1.3. TRATAMIENTOS DE LOS PURINES.

Debido a la alta carga de nutrientes, materia orgánica y sólidos totales que posee el purín, la solución más sencilla y menos costosa es la aplicación o utilización de los purines como fuente de abonado sin casi ningún tratamiento. Se intenta ajustar la dosis aplicada a la velocidad con que el suelo es capaz de asimilarla y/o a la velocidad con que el cultivo es capaz de reciclar sus nutrientes. Es importante tener en mente que no se debe aplicar en épocas de grandes lluvias para evitar que los nitratos lixivien, hasta alcanzar el acuífero, o que sean arrastradas por escorrentía hasta las corrientes superficiales.

Existen algunos casos donde la aplicación directa del purín sobre el suelo no es recomendada por problemas locales (municipal o comarcal) de índole ambiental. En estos casos es recomendable realizar algún tipo de tratamiento que se base en el traspaso de los elementos contaminantes de una fase a otra. Sin embargo, cualquier tratamiento que se le realice al purín representa un sobre-coste en su gestión, por lo que sólo son recomendados cuando los costes de aplicación superen a los del tratamiento (situación que hasta ahora, con la información que se tiene, no sucede) o cuando existen requerimientos medioambientales que conlleven actuaciones diferentes a la aplicación agrícola, porque su depuración es complicada y costosa de instalar y gestionar (Prats, 1996).

Los tratamientos de las aguas residuales procedentes de la explotación porcina se pueden clasificar en cuatro grupos:

1. Pretratamientos.

Separación sólido-líquido:

- El objetivo de este pretratamiento es separar el mayor número posible de sólidos. Con esta operación se pretende rebajar al máximo la carga orgánica para obtener un efluente lo menos contaminante posible.
- Cuanto más eficiente sea la separación de fracciones menos costosos serán los tratamientos posteriores, ya que se habrá eliminado mucha carga contaminante (expresada como DBO₅ y DQO). La separación se puede realizar por centrifugación, tamizado u otros sistemas de separación como filtros de presión o de gravedad.

Fluidificantes y desodorizantes:

- Los fluidificantes son productos biológicos que reducen los sólidos orgánicos más gruesos. Estos elementos se introducen en la fosa séptica o en la balsa de tratamiento. Los desodorizantes son productos biológicos o químicos que reducen los malos olores que el purín desprende. Todos estos productos suelen ser cultivos bacterianos, preparados enzimáticos o combinaciones de ambos. También se pueden encontrar desodorizantes de origen químico.

2. Tratamientos.

Tratamientos físico-químicos:

- Se basan en la adición de productos orgánicos o inorgánicos para conseguir un volumen de partículas sedimentables mayor.
- Se realiza por medio de agentes floculantes o coagulantes que concentran por aglomeración las partículas insolubles presentes en el purín mejorando la decantación. Utilizando esta técnica, ciertos microcontaminantes orgánicos o minerales son eliminados en forma de agregados o flóculos.
- El uso de estos compuestos permite reducir la materia en suspensión entre un 60% y un 95% y reducir la DQO del efluente entre un 50% y un 90%, conjuntamente con una separación efectiva de la parte sólida y líquida.
- Otros tratamientos físico-químicos utilizados son: el secado, poco empleado debido al alto coste de la energía utilizada y la acidificación-deshidratación, que consiste en acidificar el purín para formar sales amónicas. Se utiliza ácido fosfórico y se obtiene una sal de fosfato amónico. Posteriormente se realiza un secado natural del producto y se aplica como si fuese abono mineral.

Tratamientos biológicos:

- Son aquellos que aprovechando la flora microbiana propia de los purines permiten la degradación y la reducción de su carga contaminante. Estos procesos crean un sistema artificial forzado de biodegradación de la materia orgánica y de generación de los procesos de nitrificación/desnitrificación.
- Esta degradación, autodepuración forzada, se puede llevar a cabo por medio de un tratamiento aerobio, anaerobio o por lagunaje.

3. Postratamientos.

Estos tienen por misión reducir la carga contaminante de los efluentes resultantes de los procesos biológicos que no han llegado a una depuración total de los purines.

Los postratamientos biológicos más utilizados son: el lagunaje y el filtro verde. El primero se basa en dejar el efluente resultante de un proceso de tratamiento físico-químico o biológico en una laguna anaerobia durante un largo periodo de tiempo (60 – 120 días), en donde se puede producir un cultivo de micrófitos o de algas. El agua resultante puede ser vertida, previa autorización, y utilizada para regar cultivos. El filtro verde es una técnica agraria que consiste en verter efluentes procedentes de tratamientos biológicos en el suelo de forma controlada. Para realizar este tipo de tratamiento es necesario tener en cuenta el nitrógeno contenido en estas aguas ya que un exceso podría provocar la contaminación de las capas freáticas por nitratos. Los filtros verdes más utilizados son los cultivos silvícolas y otros tipos de vegetación.

También existen otros postratamientos físico-químicos o químicos que son extremadamente costosos para pequeñas explotaciones ganaderas.

4. Tratamientos integrales.

Los sistemas de lagunaje con ayuda de procesos biológicos permiten acortar los periodos de retención de los purines a tratar. Estos sistemas combinan tratamientos clásicos (digestión aerobia y/o anaerobia) y procedimientos acelerados por vía biológica que permiten obtener un efluente determinado.

1.4. LEGISLACIÓN AMBIENTAL.

La contaminación de aguas subterráneas por actividades agrícolas es un problema que afecta prácticamente a todos aquellos acuíferos cuya superficie de impluvio está ocupada en mayor o menor proporción por la agricultura. El problema es especialmente grave si los cultivos son de regadío puesto que, en general, se les aplican más nutrientes y agua de los que las plantas pueden utilizar, lo que representa un excedente que en forma de retornos de riego cargados de sales recargan el acuífero, originando su contaminación.

El problema de calidad de aguas subterráneas más extendido, y posiblemente mejor documentado, es el lixiviado de nitratos procedentes de zonas agrícolas, que fue reconocido por primera vez en los años 70. Ello es una consecuencia indirecta de las altas tasas de uso de

nitrógeno en fertilizantes y abonos para conservar los niveles de producción en la agricultura intensiva, especialmente cuando se aplican a suelos más permeables. En esta línea, el consumo de fertilizantes durante el año 1996-1997 superó por primera vez los $12 \cdot 10^6$ toneladas en Europa, presentando una tendencia estable en su consumo para el 2001 con $12.29 \cdot 10^6$ toneladas, (European Environment Agency, 1999). Esta problemática ha llevado al desarrollo de normativas referentes a la calidad del agua, tanto en el ámbito Comunitario como en el específico de cada uno de los países miembros, a través de sus respectivas transposiciones.

La directiva 80/778/CEE y su revisión 98/83/CEE del 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, exige la incorporación de la misma al derecho interno Español con la elaboración de un texto que recoja las nuevas especificaciones de carácter científico y técnico que posibiliten un marco legal más acorde, tanto con las necesidades actuales como con los avances y progresos de los últimos años en lo que a las aguas de consumo humano se refiere, estableciendo las medidas sanitarias y de control necesarias para la protección de la salud de los consumidores. En cumplimiento a esta Directiva nace el Real Decreto 140/2003 del 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano (BOE 45/2003 de 21 de febrero). Este Real Decreto define que el agua destinada a la producción de agua de consumo humano podrá proceder de cualquier origen, siempre y cuando no atañe un riesgo para la salud de la población abastecida. El agua deberá ser salubre y limpia, es decir que no contenga ningún tipo de microorganismo, parásito o sustancia, en cantidad o concentración, que pueda suponer un riesgo para la salud humana y que cumpla con los requisitos especificados en las partes A y B del anexo I, el cual sitúa el límite máximo permitido de nitratos en 50 mg/L.

En España, el contenido de nitratos de las aguas subterráneas y superficiales ha ido paulatinamente en aumento, existiendo en la actualidad grandes zonas con contenidos en ión nitrato que superan el límite de potabilidad de 50 mg/L. Las áreas en las que se superan los 100 mg/L se localizan en comarcas de agricultura intensiva, principalmente en la franja costera mediterránea, como son varias comarcas de Cataluña (Maresme, Alt y Baix Empurdà, Osma, Segarra y Noguera), Comunidad Valenciana, llanura Manchega y llanura aluvial del bajo Guadalquivir.

Las aguas subterráneas de las 23 zonas hidrogeológicas de la cuenca del Ebro presentan puntos con contaminación o riesgo de contaminación por nitratos (NO_3^-) en mayor o menor medida. La unidad hidrogeológica aluvial del Ebro III (tramo Tudela-Gelsa) es una de las más contaminadas. Sus aguas están bastante afectadas por la presencia de nitratos, encontrándose en casi el 45% de las muestras concentraciones superiores a 50 mg/L y en otro 6% de las muestras, las concentraciones son superiores a 100 mg/L. En algo más del 27% de

las muestras las concentraciones medias de nitratos superan los 25 mg/L. Sin embargo, en aproximadamente el 23% de las muestras los valores medios de NO_3^- no alcanzan los 25 mg/L (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2003).

De la información recopilada por el Instituto Geológico Minero de España para realizar el Mapa de contenido en nitratos de las aguas subterráneas en España, se extrae que prácticamente las tres cuartas partes del conjunto de puntos de las unidades hidrogeológicas de la cuenca del Júcar tienen concentraciones menores de 50 mg/L de NO_3^- . Contenidos considerados elevados, entre 50 y 100 mg/L de NO_3^- , se presentan en un 16% de las muestras y un 9% excede los 100 mg/L. La calidad del agua subterránea de la cuenca del Segura puede calificarse como favorable, con el 85% de puntos con un contenido de NO_3^- menor de 50 mg/L, 8.4% con contenidos entre 50 y 100 mg/L, y un 6.6% que excede este último valor, (Fernández et al, 1998).

En el trabajo realizado por Pérez Gago et al. (2001) sobre el contenido de nitratos en las aguas subterráneas en la Plana de Valencia, se ha encontrado que el 35% de las muestras analizadas en el intervalo de tiempo 1995-2000 en la Plana Norte presentan un contenido en nitratos superior a 100 mg/L y el 23% entre 50 y 100 mg/L. Para el año 2000 esta situación empeora, subiendo a 56% el porcentaje de muestras con valores superiores a 100 mg/L y a 25% entre 50 y 100 mg/L. En la Plana Sur de Valencia en el mismo periodo (1995-2000), el 28% de las muestras presentan una concentración de nitratos superior a 100 mg/L y un 15% entre 50 y 100 mg/L. Para el año 2000, el porcentaje de muestras con concentración entre 50 y 100 mg/L aumentan a 32% mientras las muestras mayores de 100 mg/L disminuyen a 18%.

El Parlamento Europeo, considerando que el contenido de nitratos de las aguas de algunas regiones de los estados miembros está aumentando y que ya es elevado en comparación con los niveles establecido en la Directiva del Consejo 75/440/CEE del 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas destinadas a la producción de agua potable en los estados miembros según el método de tratamiento (A1, A2 y A3) de 50 mg NO_3^- /L. Así mismo, el Libro Verde de la Comisión (perspectivas de política agraria común), señala que aunque la agricultura comunitaria necesite fertilizantes y abonos animales que contienen nitrógeno, el uso excesivo de dichos fertilizantes es un riesgo para el medio ambiente, por lo que se precisan iniciativas comunes para controlar los problemas ocasionados por la ganadería intensiva. Finalmente, El Parlamento Europeo, considerando que la principal fuente de contaminación originada por fuentes difusas que afectan a las aguas de la Comunidad son los nitratos procedentes de fuentes agrarias, aprobó la Directiva del Consejo 91/676/CEE del 12 de diciembre de 1991, para reducir la contaminación de las aguas provocada o inducida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias y así proteger la salud

humana, los recursos vivos y los ecosistemas acuáticos y de la misma manera, salvaguardar otros usos legítimos de las aguas.

Esta Directiva ha sido transpuesta a la legislación española a través del Real Decreto 261/1996 del 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias (BOE número 61, del 11 de marzo de 1996). En dicho Real Decreto se establece la necesidad de que las Comunidades Autónomas determinen sus zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, que realicen un código de buenas prácticas agrarias (de obligado cumplimiento para las zonas vulnerables y voluntario para el resto de zonas) y que establezcan planes o programas de actuación para estas zonas.

En el plazo de seis meses a partir de la entrada en vigor de este Real Decreto, los órganos competentes de las comunidades autónomas designarán como zonas vulnerables, en sus respectivos ámbitos, aquellas superficies territoriales cuya escorrentía o filtración afecte o pueda afectar a la contaminación por nitratos de las aguas superficiales y subterráneas que presenten o puedan llegar a presentar una concentración de nitratos superior a 50 mg/L y embalses, lagos naturales, charcas, estuarios y aguas litorales que se encuentren en estado eutrófico o con riesgo de eutrofización. El Decreto 13/2000 del 25 de enero, del Gobierno Valenciano por el que se designan, en el ámbito de la Comunidad Valenciana, determinados municipios como zonas vulnerables a la contaminación de las aguas por nitratos procedentes de fuentes agrarias (DOGV 3677, del 31 de enero de 2000) ha designado 198 términos municipales como zonas vulnerables en la Comunidad Valenciana.

Dentro de los programas de actuación se toman medidas referentes al uso de los fertilizantes y principalmente a la forma de aplicación. Dentro de estas medidas se tienen:

- Determinación de los períodos en los que está prohibida la aplicación al terreno de determinados tipos de fertilizantes.
- Determinación de la capacidad de almacenamiento de estiércol. Deberá ser superior a la requerida para el almacenamiento de este abono durante el período más largo de prohibición de la fertilización.
- Limitación de la aplicación de fertilizantes al terreno, de tal manera que ésta sea compatible con prácticas agrarias adecuadas y que tenga en cuenta las características de la zona vulnerable y, en particular, el estado y tipo de suelo, pendiente, condiciones climáticas de la zona, necesidades de riego, usos del suelo y prácticas agrarias, incluidos los sistemas de rotación de cultivos, etc.

Esta limitación deberá basarse en un equilibrio entre la cantidad de nitrógeno necesaria para los cultivos y la cantidad de nitrógeno que tendrán disponible. Esta disponibilidad de nitrógeno puede componerse de las siguientes fracciones:

- Cantidad de nitrógeno presente en el suelo durante el periodo de alto consumo de éste por los cultivos.
- Suministro de nitrógeno a través de la mineralización neta de las reservas de nitrógeno orgánico del suelo.
- Aportes de compuestos nitrogenados de excrementos animales.
- Aportes de compuestos nitrogenados procedentes de fertilizantes químicos y otros productos, así como de las propias aguas utilizadas para el riego.

También en estas zonas existen limitaciones en las cantidades máximas de estiércol aplicada al terreno cada año, incluyendo la de los propios animales existentes en cada explotación o unidad ganadera. Según la normativa (RD 261/1996, de 16 de febrero (91/676/CEE)), la cantidad máxima aplicada por hectárea será la cantidad de estiércol que contenga 170 kg/año de nitrógeno. No obstante, durante los primeros programas de actuación cuatrienal, se podrá permitir la aplicación de una cantidad de estiércol que contenga hasta 210 kg/año de nitrógeno.

Las Comunidades Autónomas han elaborado, adaptándose al Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, sus Códigos de Buenas Prácticas Agrarias que los agricultores podrán poner en práctica de forma voluntaria. Estos códigos son de obligado cumplimiento en las zonas declaradas como vulnerables.

En lo que respecta a la utilización de fertilizantes, estos códigos deben contemplar como mínimo:

1. Los períodos en que no es conveniente la aplicación de fertilizantes a las tierras.
2. La aplicación de fertilizantes en terrenos inclinados y/o escarpados.
3. La aplicación de fertilizantes en terrenos hidromorfos, inundados, helados o cubiertos de nieve.
4. Las condiciones de aplicación de fertilizantes a tierras cercanas a cursos de aguas.
5. La capacidad y el diseño de los tanques de almacenamiento de estiércol y las medidas para evitar la contaminación de las aguas superficiales o subterráneas por escorrentía y/o filtración de líquidos que contengan estiércol y residuos procedentes de productos vegetales almacenados.

6. Los procedimientos para la aplicación a las tierras de fertilizantes químicos y/o estiércol que mantengan las pérdidas de nutrientes en las aguas a un nivel aceptable, considerando tanto la periodicidad como la uniformidad de la aplicación.

También se podrá incluir con carácter complementario la gestión del uso de la tierra, con referencia a los sistemas de rotación de cultivos y a la proporción de la superficie de tierras dedicadas a cultivos permanentes en relación con cultivos anuales; el mantenimiento durante períodos lluviosos de un manto mínimo de vegetación que absorba el nitrógeno del suelo, para evitar la contaminación del agua por nitratos; la utilización de cultivos con alta demanda de nitrógeno y con sistemas radicales potentes, capaces de aprovechar los nitratos que hayan sido arrastrados a capas profundas; establecer planes de fertilización acordes con la situación particular de cada explotación y llevar un registro del uso de los fertilizantes.

La Orden del 29 de marzo de 2000 de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se aprueba el Código Valenciano de Buenas Prácticas Agrarias (DOGV número 3727 del 10 de abril de 2000), ofrece información para evitar el uso inadecuado de abonos nitrogenados, ya sea por excesos en las cantidades aportadas o por épocas incorrectas de aplicación, restringiendo el vertido incontrolado de líquidos generados en las instalaciones ganaderas intensivas. Para informar y formar a los agricultores respecto a este código de Buenas Prácticas Agrarias, la información se hará llegar a las organizaciones agrarias mediante artículos de prensa y programas de radio y televisión, distribución de folletos informativos, atención personalizada a los agricultores en los servicios territoriales y en las OCAPAs e inclusión de, al menos, tres horas de clase en los cursos de formación organizados por la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación en las zonas vulnerables. Así mismo, para facilitar el cumplimiento de dicho código, se efectuarán análisis gratuitos de la concentración de nitratos en el agua de riego para aquellos agricultores o entidades agrarias que lo soliciten y se instalarán programas informatizados para la recomendación de abonado nitrogenado en los distintos cultivos de las zonas vulnerables. La Orden incluye también tres anexos, el primero suministra información de los principales tipos de abonos nitrogenados químicos, su riqueza porcentual de nitrógeno y sus principales efectos en el suelo y la planta; el segundo, presenta una lista del tipo de abono nitrogenado que debe utilizarse en función del tipo de suelo donde se aplicará; y el tercero contiene una lista de los principales fertilizantes orgánicos.

Una vez conocida la importancia y necesidad que existe actualmente de aplicar abonos nitrogenados en la agricultura y dada la extensión y facilidad del uso de los purines, que como ya se comentó, deben de ser manejados de forma controlada debido a los problemas ambientales que pueden llegar a generar. Se planteó una investigación mediante la cual se estudien los procesos que sufren los purines que son aprovechados como fertilizantes de

terrenos agrícolas. Para esto se realizaron una serie de experimentos destinados a evaluar la movilidad y transformación del nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y nitratos en un suelo agrícola, por medio de columnas experimentales con longitud, granulometría y dosis de purín variables, siendo la dosis mínima la establecida como tal en la legislación española actual.

La presente tesis doctoral se inscribe dentro del marco medioambiental descrito, con el objetivo fundamental de contribuir a la gestión sostenible de los purines. Se realizará un trabajo experimental para obtener la información necesaria para la calibración de un modelo que describa en detalle los procesos del ciclo del nitrógeno en la zona no saturada del suelo. Finalmente, se desarrollará un programa informático para la exportación y manejo de los resultados obtenidos con dicho modelo, para determinar la dosis de purín adecuada que se podría utilizar en una explotación agrícola para mejorar el contenido de nitrógeno en un suelo agrícola, cumpliendo con la normativa ambiental vigente.

2. Objetivos

2. OBJETIVOS.

El objetivo general de la presente tesis doctoral es evaluar la movilidad y las transformaciones del nitrógeno orgánico e inorgánico en la zona no saturada de un suelo agrícola debido a la adición del nitrógeno contenido en el purín, en función de factores externos como son la dosificación de purín, la granulometría, la humedad y la profundidad del suelo. Lo cual ayudará a la ampliación del conocimiento de los procesos fisicoquímicos y biológicos del ciclo del nitrógeno en el suelo y conocer la importancia relativa de los procesos de mineralización, nitrificación, desnitrificación y volatilización.

Para ello, se realizarán una serie de trabajos que se pueden dividir en tres bloques:

- Bloque I. Determinación experimental del transporte y transformaciones de las formas nitrogenadas en la zona no saturada del suelo.
- Bloque II. Calibración de los parámetros cinéticos e hidráulicos de un modelo de transporte de contaminantes en la zona no saturada del suelo.
- Bloque III. Elaboración de escenarios destinados a definir una aplicación sostenible de los purines.

El Bloque I se alcanzará con el desarrollo de los siguientes objetivos parciales:

- **Revisión bibliográfica:**

Conocer a fondo la zona no saturada del suelo, sus principales características y su comportamiento con respecto al movimiento del agua y al transporte de contaminantes. Conocer los diferentes compuestos nitrogenados que se encuentran en forma orgánica e inorgánica en el suelo y los procesos asociados al ciclo del nitrógeno en el suelo: mineralización, nitrificación, desnitrificación, volatilización, etc.

- **Caracterización físico-química del purín y del suelo:**

Realizar una caracterización físico-química del purín y del suelo para conocer las variables necesarias para la calibración de un modelo de transporte de contaminantes en la zona no saturada del suelo.

- **Realización de ensayos de adsorción/desorción del nitrógeno amoniacal en el suelo:**
Se realizarán pruebas de adsorción de amonio en el suelo a partir de diferentes concentraciones preparadas de NH_4Cl (1-1000 mg N/L) para analizar el proceso de adsorción/desorción del amonio en el suelo a estudiar y ajustar dichos resultados a una cinética y/o a una isoterma de adsorción de amonio.
- **Desarrollar un diseño experimental para evaluar la dependencia de los procesos del ciclo del nitrógeno con respecto a factores externos como la clase de terreno, profundidad del suelo, dosificación de purín, humedad, etc.:**
Para esto se instalará en el laboratorio una serie de 9 columnas de metacrilato de longitud variable (tres columnas de 0.4 m, tres de 1.0 m y otras tres de 1.6 m), con suelo agrícola de diferente granulometría (Gruesa: suelo natural sin rocas de tamaño superior a 5 cm, Media: suelo tamizado con una de malla de 2 cm de diámetro y Fina: suelo tamizado con una de malla 2 mm de diámetro), a las cuales se les aplicarán tres dosis de purín diferentes y agua destilada para simular la precipitación de un año específico de la zona de estudio.
- **Analizar la movilidad y las transformaciones del nitrógeno debido a la adición de purín en el suelo:**
A partir de la información obtenida de cada evento de lixiviación y del nitrógeno retenido en las columnas de suelo al final de las experimentaciones, se analizará el transporte que tendría el purín al aplicarse sobre el terreno.
- **Análisis de la información:**
Realizar un análisis estadístico por medio del análisis de la varianza ANOVA de los datos obtenidos en el laboratorio para evaluar la significancia de la longitud de las columnas, la granulometría del suelo y las dosis de purín en los procesos del ciclo del nitrógeno en el suelo.

El Bloque II se alcanzará con el desarrollo de los siguientes objetivos parciales:

- **Revisión del estado del arte de la modelación del ciclo del nitrógeno del suelo:**
Analizar y comparar la forma de modelar el ciclo del nitrógeno por diferentes modelos, haciendo énfasis entre como describen los procesos y la cantidad de información que requieren para la modelación.

- **Selección del modelo de transporte de contaminantes en la zona no saturada del suelo:**

A partir de la revisión del estado del arte de la modelación del ciclo del nitrógeno, se seleccionará un modelo que describa en detalle los procesos del ciclo del nitrógeno basado en características del suelo de fácil acceso y/o determinación en el laboratorio.

- **Análisis de sensibilidad del modelo:**

Realizar un análisis de sensibilidad previo a la calibración del modelo seleccionado de las principales variables de salida frente a modificaciones de los parámetros que serán objeto de la calibración. Dicho análisis se hará con el fin de conocer que parámetros tienen mayor repercusión en los resultados y obtener información verídica a cerca de cuales de estos se deben medir en el laboratorio y a cuales se les podría asignar valores característicos obtenidos de la bibliografía. El análisis de sensibilidad se realizará tanto a las variables de salida del ciclo del nitrógeno como a la cantidad de agua lixiviada. Se modificarán las constantes con las que se modela el ciclo del nitrógeno y el movimiento del agua en el suelo para cuantificar su efecto y tendencia en las formas nitrogenadas lixiviadas y almacenadas en el perfil del suelo y la cantidad de agua lixiviada, así como también en las cantidades mineralizadas, nitrificadas, volatilizadas y desnitrificadas. También se analizará la sensibilidad del programa a variables de entrada relacionadas con el contenido de nitrógeno en el purín y en el suelo.

- **Calibración del modelo:**

Calibrar el modelo seleccionado a partir de la información obtenida de las columnas experimentales, haciendo hincapié en las variables más sensibles del modelo, para crear un medio ficticio en el que poder experimentar situaciones sin que sea necesario llevarlas a la realidad. Se ajustarán los parámetros relacionados con el movimiento del agua y con los contenidos de nitrógeno en el suelo y en el purín y las constantes del ciclo del nitrógeno. Aprovechando el desarrollo experimental realizado, se buscarán relaciones entre la granulometría del suelo y la humedad al final de las experimentaciones con los principales parámetros a calibrar.

- **Comparación del nitrógeno orgánico e inorgánico retenidos en el suelo y lixiviados experimentales con los valores simulados con el modelo calibrado:**

Comparar los resultados experimentales y simulados, tanto del nitrógeno lixiviado como del retenido en el suelo, para analizar la bondad del ajuste por medio de herramientas estadísticas que los comparen como son la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el índice de modelación eficiente (IA).

- **Validación del modelo calibrado a partir de datos experimentales:**

Utilizar información de ensayos experimentales diferentes a los empleados en la calibración del modelo para ratificar el cumplimiento del objetivo de la calibración, obteniendo un error aceptable entre dichos valores reales y los obtenidos al simular con el modelo calibrado.

El Bloque III se alcanzará con el desarrollo de los siguientes objetivos parciales:

- **Revisión bibliográfica para la selección de un cultivo, sus necesidades de nitrógeno y de manejo de fertilizantes, para la definición de escenarios de simulación:**

Seleccionar un cultivo presente en la zona de estudio y determinar sus necesidades y forma de tomar nitrógeno a través de su ciclo vegetativo. Determinar la dosis y fecha de aplicación del purín a simular a partir de la normativa ambiental sobre protección de aguas (RD 261/1996, de 16 de febrero (91/676/CEE)), la cual establece como límite de aplicación por hectárea la cantidad de estiércol que contenga 170 kg N/ha/año al terreno.

- **Realizar simulaciones de aplicación de purín variando las características del suelo, la dosis de purín y la presencia o no de cultivos que extraigan nitrógeno:**

Analizar el efecto de la estructura del suelo con granulometrías (fina y gruesa) y curvas de escorrentía (CN media y baja) extremas, variando dosis y fecha de aplicación del purín en suelos sin cultivo y cultivos con requerimientos bajos y altos de nitrógeno. Así mismo, a partir de la condición más desfavorable, simular regadío, practica común que puede ocasionar graves problemas de contaminación de los acuíferos por dosis de agua y fertilizantes mayores que las necesidades del cultivo.

3. Marco Teórico

3. MARCO TEÓRICO.

El objetivo principal de la revisión bibliográfica, es conocer a fondo la zona no saturada, su comportamiento tanto en la forma de movimiento del agua como en el transporte de contaminantes. Así mismo, conocer los diferentes compuestos nitrogenados que se encuentran en forma orgánica e inorgánica en el suelo y los procesos asociados al ciclo del nitrógeno, para poder analizar el transporte que tendría el purín al aplicarse sobre el terreno y poder determinar las tasas óptimas de su aplicación, teniendo en cuenta la cantidad y características químicas del purín que se produce en la zona.

Para ello se estudiará el flujo y transporte de contaminantes en la zona no saturada del suelo, el ciclo del nitrógeno y finalmente, se analizará la modelación clásica y actual del flujo y transporte de contaminantes en la zona no saturada del suelo.

3.1. FLUJO Y TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN LA ZONA NO SATURADA.

En este apartado se estudiará el flujo de agua y contaminantes en la zona no saturada del suelo, para posteriormente analizar el transporte y las transformaciones de las diferentes formas nitrogenadas contenidas en los purines, principalmente el nitrato, que es uno de los objetivos primordiales de esta tesis.

Dentro de las zonas de humedad del suelo, podemos distinguir dos zonas: la zona saturada y la zona no saturada, ésta última llamada también zona vadosa o zona de aireación. La zona saturada está limitada superiormente por la superficie freática (sometida a la presión atmosférica) en la que el agua llena completamente todos los huecos existentes entre los materiales del suelo. La zona no saturada, está situada entre la superficie freática y la superficie del terreno, indica el límite superior de la zona saturada.

El agua subterránea puede contaminarse por causas antropogénicas (debidas a los seres humanos), como la infiltración de nitratos y otros abonos químicos muy solubles usados en la agricultura. Según la extensión de la fuente, la contaminación se puede clasificar como: contaminación puntual, lineal y difusa. La contaminación puntual ocurre cuando la fuente se localiza en un punto, por ejemplo las chimeneas de una fábrica o el desagüe en el río de una red de alcantarillado. La contaminación lineal, es la que se produce a lo largo de una línea

como por ejemplo la contaminación acústica y química debida al tráfico de una autopista. Finalmente, la contaminación difusa, se produce cuando el contaminante llega al ambiente de forma distribuida, por ejemplo la contaminación de suelos y acuíferos por el uso fertilizantes y pesticidas empleados en la agricultura, la contaminación de los suelos por la lluvia ácida que arrastra hasta allí contaminantes atmosféricos.

La zona no saturada tiene un papel muy importante en los procesos de contaminación por fuentes puntuales o difusas. Es esencialmente un "filtro de vida" que reduce efectivamente constituyentes microbiológicos, físicos y químicos a niveles no peligrosos porque sirve de conducto a través del cual circulan, se atenúan y transforman los diversos compuestos en fase líquida o vapor, provenientes de la superficie hacia la zona saturada. Los contaminantes también pueden permanecer durante décadas en la zona no saturada, afectar a las plantas y animales que viven en ella y finalmente contaminar los acuíferos mucho tiempo después del vertido.

La zona no saturada es la encargada de reducir o eliminar algunos agentes contaminantes. Entre estos agentes se pueden contar los compuestos orgánicos como los hidrocarburos (los compuestos oxigenados y nitrogenados, que son moléculas estables químicamente y por lo tanto de difícil destrucción que permanecen muchos años en el ecosistema), los metales pesados, las bacterias, los virus, los compuestos tóxicos tales como cianuros, los gases disueltos que pueden producir desde malos olores hasta explosiones, entre otros.

Cuando los contaminantes inician su trayectoria en la superficie del terreno y son arrastrados por las aguas de infiltración en la zona no saturada, se ven sometidos a una serie de fenómenos físicos (dispersión), químicos (precipitación, oxidación, reducción o intercambio iónico) y biológicos (absorción de nutrientes, digestión o degradación por bacterias, etc.) que los hacen perder en ocasiones buena parte o todo su potencial como contaminantes. Una vez incorporado el agente contaminante al flujo subterráneo, se mueve con el agua en la dirección general del mismo y en la mayor parte de los casos sus efectos se ven atenuados con la distancia al foco de contaminación.

Los procesos que gobiernan tanto el flujo de agua a través de la zona no saturada como los flujos de calor y químicos son muy complejos y se interrelacionan. Dependen de la naturaleza física y química de los materiales geológicos que la componen, por lo tanto su análisis tiene un carácter interdisciplinario que abarca la geología, geotecnia, agronomía e hidrología. Además, debido al alto grado de no linealidad de las ecuaciones que describen el flujo en la zona no saturada, excepto en casos de flujo muy simplificados, estas deben ser resueltas mediante algoritmos numéricos.

3.1.1. Descripción de la zona no saturada.

La zona no saturada (zona vadosa o de aireación), es la porción de suelo situada entre la superficie y el nivel freático, y su espesor puede oscilar entre 1 m y decenas de metros. Nielsen et al. (1986) definieron la zona no saturada como: “Si se prescindiera de la existencia de aire ocluido o disuelto, la zona no saturada está formada por la parte del terreno en donde el contenido en agua es menor que la porosidad del suelo o, en una acepción más rigurosa, en donde el potencial matricial o presión del agua son negativos, de una magnitud menor que la del agua libre en el mismo punto, a la misma temperatura y composición iónica que la solución del suelo”. En esta definición se considera que las condiciones temporales de saturación debidas a la inundación o a niveles colgados están integradas en el contexto de flujo y transporte en la zona no saturada, (Candela y Varela, 1993).

Meinzer (1923) dividió la zona no saturada en tres subzonas: la superior o radicular sometida a evaporación, caracterizada por sus interrelaciones netas con la atmósfera, convección y transpiración de las plantas; una zona intermedia de límites poco precisos y que muestra variaciones notables en su espesor; y una subzona inferior llamada “franja capilar”, localizada inmediatamente sobre la superficie piezométrica, (Candela y Varela, 1993).

Zona Radicular: Está comprendida entre la superficie del terreno y los extremos radiculares de la vegetación que descansa sobre él, donde se encuentran las raíces de las plantas desarrollando un papel fundamental en los procesos físico-químicos y biológicos que condicionan la evolución del agua contenida en el terreno. Presenta una porosidad y permeabilidad mayores que en las zonas subyacentes. Su espesor no está definido de forma muy precisa, aunque se suele considerar que tiene espesores de aproximadamente un metro. El agua capilar o suspendida de esta zona, es empleada por las plantas para sus funciones de nutrición y transpiración. En esta zona se producen los intercambios hídricos con la superficie, precipitación, evapotranspiración, escorrentía, toma de agua por las plantas, etc.

Zona intermedia: Está situada inmediatamente por debajo de la zona radicular y por esta razón tiene características muy similares. Es más compacta, por no estar afectada por las raíces de las plantas. La zona intermedia es una zona mucho menos dinámica, aunque después de las precipitaciones los frentes mojantes se desplazan a través de ella. Es de espesor variable. El agua se encuentra bajo presión negativa (tensión o succión), donde el flujo presenta una componente vertical predominante, en sentido ascendente o descendente, según las condiciones que imperen en ese momento. Usualmente los contenidos de agua y la conductividad hidráulica son bajos, por lo tanto la velocidad del flujo también es baja.

Zona capilar: es la franja de transición a la zona saturada propiamente dicha, es la zona inmediatamente superior a la superficie piezométrica, en condiciones de saturación y con presión hidráulica igual a la atmosférica, donde actúan las fuerzas capilares. Es similar tanto a la zona no saturada como a la saturada porque permite el movimiento en la dirección del gradiente local del agua subterránea. En general tiene un espesor reducido, en los suelos de grano grueso, el espesor de la zona capilar es bajo (2.5 cm de profundidad para gravas con diámetro entre 5 - 2 mm), mientras que en las arcillas puede alcanzar varios metros, (Todd, 1980).

3.1.2. Leyes de flujo y transporte en la zona no saturada.

La predicción y control de la evolución de los constituyentes líquidos y gaseosos de los frentes contaminantes a través de la zona no saturada se dificulta debido a la falta de conocimientos teóricos y experimentales de dicha zona. Por lo tanto, es necesario un enfoque multidisciplinario orientado a la investigación de los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en su entorno. Para ello se estudiará las relaciones agua-aire-suelo, agua-suelo-planta y por último las ecuaciones de flujo y transporte de solutos.

3.1.2.1. Relaciones agua-aire-suelo.

Los poros del suelo en la zona no saturada se encuentran ocupados por cantidades variables de agua y aire. Los poros de mayor tamaño confieren al terreno sus características de permeabilidad y aireación, mientras que los de menor tamaño son los responsables de la capacidad de retención del agua. El aire contenido en el suelo juega un papel importante en el avance del frente contaminante. Inicialmente tendrá un contorno irregular y el aire irá siendo desplazado en varios puntos del suelo, disminuyendo así la velocidad de infiltración a medida que avanza el frente de saturación y parte del aire se disolverá en respuesta a las reacciones en la interfaz líquido gas.

El concepto de porosidad no es suficiente para expresar el concepto de humedad debido a la presencia de agua y aire en los poros del suelo, por lo que es necesario un nuevo concepto: contenido volumétrico de agua en el suelo θ (cm^3/cm^3). θ varía entre 0 para suelos completamente secos y un máximo de saturación Φ cuando todos los poros están ocupados por agua.

El movimiento del agua está regido por fuerzas que actúan en condiciones de no equilibrio. Estas son las llamadas fuerzas capilares que incluyen la adhesión (atracción entre moléculas de distinta naturaleza) y la cohesión (atracción entre moléculas del mismo tipo).

Estas fuerzas actúan en sentido contrario a la fuerza de gravedad. El agua se encuentra bajo tensión, la presión es menor que la atmosférica. A medida que el frente de humedad se extiende, la gravedad comienza a tener mayor efecto sobre el flujo, aumentando el volumen de trayectorias potenciales de flujo y por lo tanto incrementando la conductividad hidráulica.

El potencial total del agua en el suelo ψ_t , se refiere a la energía potencial del agua en el suelo con respecto a un estado de referencia definido. Varios de los componentes de este potencial controlan el flujo del agua en el suelo, desde el suelo hacia las raíces y a través de las plantas, (Smith, 2001).

Los componentes básicos del potencial total del agua en el suelo son: el potencial osmótico, el gravitacional y el de presión.

$$\Psi_t = \Psi_o + \Psi_g + \Psi_p \quad (1)$$

El potencial osmótico es originado por la atracción iónica de los solutos por el agua, es negativo y su influencia sobre el potencial total es baja, generalmente se desprecia, salvo en suelos arcillosos muy salinos.

El potencial gravitacional es la energía que resulta al actuar la fuerza de la gravedad sobre el agua en un punto determinado. Depende de la gravedad en ese punto, de la densidad del agua y de la profundidad con respecto al nivel de referencia. Su magnitud es negativa si se toma como plano de referencia la superficie del terreno. Su expresión general es:

$$\Psi_g = gz \quad (2)$$

El potencial de presión es la cantidad de trabajo útil que debe ser realizado por una cantidad unitaria de agua pura para transferir reversible e isotérmicamente al agua del suelo, una cantidad infinitesimal de agua desde un depósito a presión atmosférica estándar que contiene una solución idéntica en composición al agua del suelo y a la elevación del punto bajo consideración, Marshall et al., 1996 (tomado de Smith, 2001). Es la energía potencial debida a las fuerzas generadas entre la matriz del suelo y el agua por la acción combinada de la tensión superficial, la atracción molecular y el intercambio iónico. En la zona no saturada el componente del potencial presenta un valor negativo (a diferencia de su valor en la zona saturada donde es positivo) y se denomina habitualmente como succión capilar o tensión matricial, generalmente se expresa como:

$$\Psi_p = p/\rho \quad (3)$$

Donde p es la presión en la interfaz agua suelo y ρ la densidad del agua.

La suma del potencial gravitacional y el de presión es el llamado potencial hidráulico (ψ_h). Las diferencias de potencial hidráulico entre diferentes puntos del suelo producen el movimiento del agua en el suelo. El potencial matricial (ψ_m) es un subcomponente del potencial de presión y se define como el valor de ψ_p donde no hay diferencia entre la presión de gas en el agua en el estado de referencia y la presión del gas en el suelo.

El potencial matricial se refiere a la tenacidad con que la matriz de suelo contiene el agua. A medida que el agua es retenida más fuertemente por el suelo, su potencial matricial disminuye, siendo más negativo.

La suma de potencial matricial y osmótico se llama potencial del agua ψ_w , está directamente relacionada con la humedad relativa del aire en equilibrio con la fase líquida en el suelo y las plantas. El potencial del agua es un importante indicador del estado del agua en las plantas y además es importante en suelos salinos, donde el potencial osmótico de la solución de suelo es suficiente para influir en la toma de agua por las plantas.

El potencial se define como la energía por unidad de masa, generalmente [J/Kg], sin embargo, es posible definir el potencial como energía por unidad de volumen (unidades de presión) o por unidad de peso (unidades de longitud). A continuación se muestra las operaciones necesarias para representar el potencial en términos de energía por unidad de volumen o por unidad de peso:

$$\psi \left[\frac{J}{Kg} \right] \rightarrow \rho * \psi [Pa] \rightarrow \frac{\psi}{g} [m] \quad (4)$$

Donde ρ es la densidad del agua y g es la aceleración debido a la gravedad ($\sim 1000 \text{ kg/m}^3$ y 9.81 m/s^2 , respectivamente).

El agua del suelo que se encuentra en equilibrio con el agua libre corresponde al potencial matricial cero, el cual es removido del suelo por la gravedad, la evaporación y por la toma de las plantas por las raíces. En el proceso de secado del suelo, el agua es retenida por atracción capilar entre el agua y las partículas de suelo. Los poros más grandes se secan con mayor facilidad, mientras los más pequeños requieren más energía para remover dicha agua, generando un decrecimiento (más negativo) de los valores de potencial matricial en procesos repetidos de secado.

Las mediciones en laboratorio o campo de los parámetros de contenido de agua en el suelo y potencial matricial o succión se representan gráficamente y es la llamada Curva Característica de Humedad de Childs o de Retención del Suelo (1940) (Smith, 2001). Es la relación entre el contenido de agua (generalmente contenido volumétrico de agua) y el potencial matricial (o succión métrica). La Curva Característica es una de las más importantes mediciones para caracterizar las propiedades físicas del suelo porque puede indicar su habilidad para almacenar el agua que puede estar disponible para el crecimiento de las plantas, indica el estatus de aireación de un suelo drenado y puede ser interpretado como medida de la distribución de tamaño de poros en suelos no expandibles (nonswelling).

Esta curva no es única, debido al fenómeno de histéresis, obteniéndose una curva para la fase de secado y otra para la de humedecimiento. Durante la fase de humedecimiento, el agua intersticial tiende a rellenar cada vez poros menores, incrementando el valor de θ a medida que disminuye la intensidad de la succión, (Candela y Varela, 1993).

La curva característica de un suelo depende de la distribución de frecuencia de los diferentes tamaños de poros. La dificultad de obtener experimentalmente la relación entre el contenido de humedad en el suelo, la tensión del agua y la conductividad hidráulica ha llevado al planteamiento de formulas empíricas basadas en parámetros más fáciles de determinar como son la textura, la densidad aparente y el contenido de materia orgánica.

Existen diferentes enfoques para estimar la función que describe la capacidad de retención hídrica para un determinado rango de potencial matricial o bien el contenido de humedad para un valor de potencial dado. Una de estas estrategias consiste en la estimación de dichas propiedades mediante funciones de edafo-transferencia (FET's), (Martínez, 2001). Las FET's son un análisis de regresión para estimar propiedades hídricas a partir de características físicas de los suelos (textura, densidad aparente, materia orgánica, porosidad, etc.) con las que están relacionadas.

Las leyes físicas que describen el movimiento del agua a través de materiales porosos saturados en general y en particular en suelos, fueron propuestas por Darcy (1856). A partir de los resultados experimentales de flujo de agua a través de columnas de arena, encontró que el volumen de agua que fluye por unidad de tiempo Q es directamente proporcional al área transversal A de la columna y a la diferencia Δh de la carga hidráulica e inversamente proporcional a la longitud L de la columna:

$$Q = \frac{K * A * \Delta h}{L} \quad (5)$$

Donde:

Q es el flujo del agua a través de una columna de arena [L^3/T]

K es la conductividad hidráulica saturada del material poroso [L/T]

A es el área transversal de la columna [L^2]

Δh es la variación de la carga hidráulica [L]

L es la longitud de la columna [L]

La carga hidráulica es la suma de la carga de presión del agua en el suelo (potencial de presión expresado en unidades de energía por unidad de peso) y la elevación sobre un nivel de referencia. Se mide directamente con el nivel del agua en el manómetro instalado sobre el nivel de referencia de la columna de suelo del experimento de Darcy. Es el potencial de agua expresado como el trabajo realizado por unidad de peso de agua para transferir el agua desde la fuente de referencia al nivel de salida.

Los métodos de medición de la conductividad hidráulica se basan en los experimentos de Darcy en materiales porosos uniformes. Los suelos son difícilmente uniformes debido a las heterogeneidades a varias escalas, por lo tanto las mediciones se deben realizar en un volumen representativo de la región de flujo. El valor de K tendrá poca relación en el contexto de predicción del flujo, si el volumen de suelo utilizado en los ensayos no es representativo de la región. Este análisis asume K constante en todas las direcciones, sin embargo las propiedades del suelo son anisotrópicas debido al desarrollo estructural y a las laminaciones del terreno, dando como resultado valores de la conductividad diferentes según su dirección.

La conductividad hidráulica k en la zona no saturada, es función de las características intrínsecas de la matriz del suelo, de las propiedades del fluido contenido en ese suelo y del estado de humedad, es decir del potencial de presión. El valor de k decrece exponencialmente a medida que disminuye θ . Los poros de mayor tamaño son los más conductivos (k proporcional al cuadrado del diámetro del poro). El valor de k para una succión determinada es menor en la fase de humedecimiento que en la de secado, esto debido a que el suelo contiene menos agua en la fase de humedecimiento.

El flujo en la zona no saturada está condicionado por la conductividad hidráulica y por el potencial matricial. La conductividad hidráulica se puede expresar como función no lineal del contenido de humedad $k[\theta]$, o del potencial matricial $k[\psi]$. Estas dos variables a su vez se relacionan por una función no lineal.

El transporte de agua en el suelo obedece las leyes de Darcy para flujo unidimensional en la dirección z , positivo hacia arriba, así:

$$q = -k[\theta] \frac{\partial H}{\partial z} = -k[\theta] \frac{\partial h}{\partial z} - k[\theta] \quad (6)$$

Donde:

q es el flujo de agua [L/T]

k[θ] es la conductividad hidráulica no saturada función del contenido de humedad [L/T]

H es el potencial hidráulico (H = h + z) [L]

h es el potencial de presión [L]

z es el potencial gravitacional [L]

Esta ecuación también se puede escribir en función del potencial matricial en vez del contenido volumétrico de agua θ (Tindall y Kundel, 1999), así:

$$q = -k[\theta] * \left(1 - \frac{\partial \psi_m}{\partial z} \right) \quad (7)$$

Cuando el grado de saturación se aproxima al 70% del espacio disponible en los poros, el flujo se asemeja al de Darcy y k se aproxima asintóticamente a la que existe en la zona saturada.

La relación entre la conductividad hidráulica con el potencial matricial y el contenido volumétrico de agua ha sido estudiada por muchos autores, con el objetivo de hallar una formulación simplificada. Van Genuchten (1978) propuso un modelo que relaciona el potencial, h, con el contenido de humedad θ y un modelo para la relación k/θ. Las ecuaciones son las siguientes:

$$S_e = \frac{\theta - \theta_n}{\theta_s - \theta_n} = \frac{1}{\left[1 + (\alpha|h|)^n \right]^m} \quad (8)$$

Donde:

S_e es la saturación reducida []

m = 1-(1/n)

α y n son constantes empíricas

θ es el contenido de humedad en el suelo [L³/L³]

θ_n es el contenido de humedad irreducible [L³/L³]

θ_s es el contenido de humedad en saturación [L³/L³]

$$k = K_s S_e^T [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^2 \quad (9)$$

Donde:

K_s es la conductividad hidráulica en saturación []

T es un parámetro empírico, usualmente se toma como 0.5

Muchos otros autores han desarrollado relaciones similares a estas, un poco más sencillas, creándose discrepancia acerca de cual es la más recomendable para cada lugar y además se continúa debatiendo acerca de las ventajas de las mediciones de campo y de laboratorio.

Tindall y Kunkel (1999), presentan una lista de relaciones empíricas, propuesta por diferentes autores, de la conductividad hidráulica en función del contenido volumétrico de agua y/o del potencial matricial:

$$k[\psi_m] = \frac{a}{\psi_m} \quad (\text{Baver, Gardner y Garner, 1972}) \quad (10)$$

$$k[\psi_m] = a(b + \psi_m^n)^{-1} \quad (\text{Childs y Collis-George, 1950a}) \quad (11)$$

$$k[\psi_m] = \frac{K_s}{\left[1 + \left(\frac{\psi_m}{\psi_c}\right)^n\right]} \quad (\text{Gardner, 1958}) \quad (12)$$

$$k[\psi_m] = \frac{K_s}{b + \psi_m^n} \quad (\text{Childs y Collis-George, 1950b}) \quad (13)$$

$$k[\theta] = a(\theta)^n \quad (\text{Marshall y Colmes, 1979}) \quad (14)$$

$$k[\theta] = K_s \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^n \quad (\text{Brooks y Corey, 1966}) \quad (15)$$

$$k[\theta] = K_s \exp(a\psi_m) \quad (\text{Mualem, 1976}) \quad (16)$$

Donde:

ψ_c es el potencial métrico para el cual $k = 1/2(K_s)$ [L]

θ_r es la saturación residual [L^3/L^3]

3.1.2.2. Relaciones Agua – Suelo – Planta.

El suelo es un depósito de agua de volumen no constante, debido a las pérdidas por evapotranspiración y percolación. Además, la disponibilidad del agua para las plantas depende de la cantidad que haya en el suelo y la demanda evaporativa de la atmósfera: a mayor demanda menor fracción de agua almacenable en el suelo. Estas propiedades de almacenamiento y conductividad hidráulica suelen representarse por curvas características.

Las plantas son la principal vía de paso del agua del suelo a la atmósfera. Las plantas pueden producir déficit hídrico (potenciales hídricos bajos) como resultado de varios factores: contenidos bajos de humedad en el suelo, resistencia hidráulica radicular elevada, altos flujos de transpiración o cualquier combinación de estos (Candela y Varela, 1993).

Las relaciones hídricas entre el suelo y las plantas en la zona radicular se resumen por medio del siguiente balance de agua:

$$\text{Riego} + \text{Lluvia} = \text{Evapotranspiración} + \text{Drenaje} + \text{Incremento de humedad} \quad (17)$$

Las plantas juegan un papel muy importante dentro del balance de agua en el suelo, ya que influyen en la evapotranspiración que es uno de los componentes principales del balance de agua en los suelos agrícolas y porque su crecimiento está ligado al estado hídrico del suelo.

3.1.2.3. Transporte de solutos.

En la investigación de la zona no saturada y en general del agua subterránea, existen dos tendencias separadas que son el enfoque hidrodinámico y el geoquímico. El primero hace énfasis en la caracterización geométrica de los procesos de flujo y dispersión, considerando que el soluto y el medio son químicamente neutros (no reactivos) y el segundo se concentra en las reacciones geoquímicas ignorando los efectos hidrodinámicos. En los últimos años, se ha comenzado a estudiar la zona no saturada de forma interdisciplinaria.

El movimiento de especies químicas a través de la zona no saturada es debido a procesos físico - químicos que controlan la transferencia de masa en un medio no saturado. Entre ellos se pueden distinguir los mecanismos de transporte que determinan el movimiento o migración del soluto y los que afectan directamente a la concentración. Entre estos últimos se encuentran los procesos de tipo fuente sumidero como la adsorción, reacciones químicas, etc., (Candela y Varela, 1993). Muchos compuestos interactúan física o químicamente por debajo de la superficie con el suelo o la roca, por medio de reacciones químicas y/o biológicas específicas.

Primero se describirá la naturaleza y cuantificación de los mecanismos de transporte (advección, difusión molecular y dispersión mecánica) y finalmente las ecuaciones de transporte.

La advección o algunas veces llamada convección, es un mecanismo de transporte asociado al flujo del agua. Es el transporte de especies disueltas en el flujo de un solvente, en este caso el agua. La advección es el proceso de transporte predominante en medios porosos, particularmente con especies disueltas no reactivas. El flujo másico advectivo viene dado por:

$$F_A = q c \quad (18)$$

Donde:

F_A es el flujo másico advectivo [M/TL²]

q es la velocidad o flujo de Darcy [L/T]

c es la concentración [M/L³].

La difusión molecular es un proceso relacionado con la difusión de las especies químicas en un volumen de fluido. Es el transporte de dichos compuestos disueltos en el agua debido al desplazamiento aleatorio de las moléculas en el fluido. La difusión molecular es un proceso irreversible, persistente mientras exista un gradiente de concentración. El proceso finaliza solamente cuando la concentración del soluto en todo el fluido es la misma. La situación de equilibrio final es ideal no real. Según la Ley de Fick, el flujo másico difusivo F_D se representa así:

$$F_D = -\theta D_m I \nabla c \quad (19)$$

Donde:

F_D es el flujo másico difusivo [M/L²T]

D_m es el coeficiente de difusión molecular efectiva [L²/T]

I es el tensor unitario

∇c es el gradiente de concentración [M/L⁴].

θ es el contenido de humedad [L³/L³]

El coeficiente de difusión D_m puede oscilar entre 10⁻¹¹ y 10⁻⁹ m²/s. Es menor que el coeficiente de difusión en agua libre D_a , debido a la tortuosidad del medio τ , mediante la siguiente ecuación:

$$D_m = \frac{D_a}{\tau} \quad (20)$$

La tortuosidad se define como la raíz cuadrada de la relación existente entre la trayectoria real entre dos puntos y la trayectoria rectilínea. Depende de la estructura del medio y del contenido de humedad. Su valor puede oscilar entre 0.01 y la unidad.

La dispersión hidrodinámica es un proceso no uniforme, irreversible, en el cual la masa del trazador se mezcla con la solución. Es un proceso de mezcla producido por la dispersión mecánica y la difusión molecular. Estos dos mecanismos son artificialmente separados, pero en la realidad son totalmente inseparables ya que ocurren conjuntamente, (Tindall y Kunkel, 1999).

La dispersión mecánica es un proceso de mezcla causado por las desviaciones o fluctuaciones de la velocidad respecto a su valor medio, debido a las obstrucciones en el campo de flujo. La dispersión mecánica es mayor a altos contenidos de humedad y velocidades de flujo, porque así las partículas del contaminante se mezclan más libremente con el agua contenida dentro de los poros. La difusión molecular predomina a bajos contenidos de agua y velocidades de flujo, porque en este estado el fenómeno asociado con el contaminante continúa, aunque la dispersión mecánica debida al movimiento del agua haya cesado. La difusión molecular ocurre a nivel de poro, en ausencia de movimiento ocurre a nivel molecular.

Aunque se cuestiona su validez, se supone que el flujo másico dispersivo hidrodinámico F_H también sigue la ley de Fick:

$$F_H = -\theta D_H \nabla c \quad (21)$$

Donde D_H es el coeficiente de dispersión hidrodinámica que se puede expresar como tensor simétrico de segundo orden. En medios isótropos, sus direcciones principales coinciden con la dirección del flujo y sus direcciones transversales. A lo largo de estas direcciones las componentes principales son:

$$D_H^L = \alpha_L q \quad (22)$$

$$D_H^T = \alpha_T q \quad (23)$$

Donde L es la dirección longitudinal del flujo y T la transversal y α_L y α_T son la dispersividad longitudinal y transversal respectivamente.

Las especies iónicas en disolución pueden sufrir fenómenos de adsorción por fuerzas electrostáticas y fenómenos de intercambio iónico debido a la existencia de cargas netas en la superficie de la fase sólida. Cuando la adsorción es suficientemente rápida en relación con el resto de procesos de transporte, se puede suponer que existe equilibrio entre la concentración del soluto en disolución (c) y la fase sólida (s). Estos fenómenos se modelan por medio de las isothermas para medio saturado como la de Freundlich, que se explicará en el apartado del ciclo del nitrógeno.

En la zona no saturada, solo una parte de la superficie total del sólido esta cubierta por agua. Sin embargo, algunos autores aceptan como válida la isoterma para medio saturado igualmente válida para medios no saturados, al afirmar que al actuar la difusión molecular sobre la fina película de agua que rodea los granos, toda la superficie de los sólidos está expuesta a la adsorción (Candela y Varela, 1993).

La zona no saturada tiene aire y agua dentro de los poros, puede tener fisuras, canales debido a las raíces y túneles realizados por animales. Como consecuencia, la concentración de contaminante puede variar localmente debido a flujos preferenciales, reacciones de la fase acuosa del contaminante o cambio de fase del soluto.

Finalmente, la ecuación unidimensional de transporte de masa en un medio no saturado, la cual es similar a la de medio saturado, se escribe de la siguiente manera:

$$-v \frac{\partial C_i}{\partial z} + D \frac{\partial^2 C_i}{\partial z^2} - \frac{\rho}{\phi} \frac{\partial S_i}{\partial t} = \frac{\partial C_i}{\partial t} \quad (24)$$

Donde el primer, segundo y tercer término se refieren a la advección, dispersión y adsorción respectivamente; v es la velocidad lineal [L/T], D es el coeficiente de dispersión [L^2/T], C_i es la concentración del contaminante [mol/L], z es la distancia a los largo de la dirección del flujo [L], S_i es la concentración del contaminante adsorbido [mol/M], ρ es la densidad volumétrica [M/L^3] y ϕ la porosidad.

El tercer término de esta ecuación representa el cambio de la concentración en solución causada por la adsorción o desorción, el cual puede ser expresado de la siguiente manera por medio de la regla de la cadena:

$$\frac{\rho}{\phi} \frac{\partial S_i}{\partial t} = \frac{\rho}{\phi} \frac{\partial S_i}{\partial C_i} \frac{\partial C_i}{\partial t} \quad (25)$$

Donde $(\partial S_i / \partial C_i)$ se expresa como el coeficiente de adsorción lineal K [L^3/M] y se asume que la dispersión es despreciable. La ecuación de transporte-adsorción se puede describir así:

$$-v \frac{\partial C_i}{\partial z} = \frac{\partial C_i}{\partial t} \left(1 + \frac{\rho}{\phi} K \right) \quad (26)$$

Donde el término entre paréntesis es el factor de retardo R .

Para resolver la ecuación de transporte se necesita obtener previamente v resolviendo la ecuación de flujo. La inclusión del coeficiente de retardo R permite retardar la velocidad de infiltración de un contaminante; en el caso que se considere un estrato sin adsorción entonces $K=0$ y por tanto $R=1$.

El análisis de transferencia de masa en el medio no saturado requiere la solución simultánea de la ecuación de flujo y la de transporte de solutos. Existen muchos programas para la resolución numérica en una dimensión, sin embargo para varias dimensiones el número de programas es mucho menor. La mayoría de estos programas contemplan reacciones de adsorción e intercambio suponiendo condiciones de equilibrio y trabajando con isotermas de tipo lineal, excepcionalmente isotermas no lineales como la de Freundlich y Langmuir, (Candela y Varela, 1993). Sin embargo el uso de estas isotermas tiene un rango de validez restringido a valores bajos de concentración. Por este motivo se ha adoptado modelos cinéticos de adsorción que pueden estar controlados por reacciones químicas expresadas como función lineal de las concentraciones o por procesos de difusión.

El número de programas de flujo y transporte en la zona no saturada es elevado. Ello puede ser debido a la disparidad de criterios a la hora de enfocar el problema o a la naturaleza académica del entorno en el que se plantea con más frecuencia. Sus características dependen más de las necesidades del centro donde se hayan desarrollado que de una sustancial superioridad de unos sobre otros, (Candela y Varela, 1993).

3.2. EL CICLO DEL NITRÓGENO.

Durante el desarrollo de los ecosistemas, a partir de rocas improductivas sin la existencia de suelo ni vegetación hacia un ecosistema con un perfil de suelo profundo y con

abundante vegetación, hubo un incremento tanto del nitrógeno total en la biomasa como del nitrógeno en el suelo. Este incremento se ha atribuido a la deposición húmeda y seca del nitrógeno atmosférico y a través de acciones de grupos de microorganismos especializados en fijar N_2 atmosférico. El nivel de equilibrio del nitrógeno es obtenido debido a la maduración del ecosistema (Haynes, 1986).

El ciclo del nitrógeno es crucial para la vida porque provee la mayoría de los nutrientes para las plantas (amonio: NH_4^+ , nitratos: NO_3^-) y animales (N proteína, aminoácidos). En ecosistemas naturales, la fijación biológica de N_2 es un mecanismo crucial que provee los nutrientes para la fotosíntesis. Sin embargo, actividades humanas de producción de fertilizantes y el empleo de combustibles fósiles rivalizan con las tasas naturales de fijación de nitrógeno (Schnoor, 1996).

En la Tabla 2 se muestra la estimación de fuentes y sumideros del Nitrógeno Global Reactivo (NH_3 , NO_x , N_2O) debido a las actividades humanas.

Tabla 2. Valores estimados de las fuentes y sumideros del Nitrógeno Global Reactivo (NH_3 , NO_x , N_2O) debido a las actividades humanas. Tomado de Schnoor, 1996.

| Fuentes de Nitrógeno Reactivo | | Tg N/año |
|---|--|-----------------|
| Producción de energía (uso combustibles fósil) | | 20 |
| Producción de fertilizantes | | 80 |
| Agricultura de cultivo de legumbres (cambio de usos del suelo) | | 40 |
| Total | | 140 |
| Sumideros de Nitrógeno Reactivo | | Tg N/año |
| N_2O en la atmósfera | | 3 |
| Transporte fluvial a los océanos | | 41 |
| Deposición atmosférica oceánica | | 18 |
| Toma de biomasa (fertilización) | | 20 |
| Sumideros restantes (desnitrificación a N_2 , acumulación en los suelos y aguas subterráneas) | | 58 |
| Total | | 140 |

Las pérdidas de nitrógeno ocurren a través de la percolación de NO_3^- , erosión y escorrentía superficial, volatilización del amonio, pérdidas gaseosas de N_2 y N_2O y en ecosistemas agrícolas por remoción por plantas o animales. Haynes (1986), estima que las mayores pérdidas de nitrógeno desde el ecosistema terrestre se originan por la desnitrificación de N_2 y N_2O (40 a 350 Tg/año). Ramos et al. (2002) encontraron que los lixiviados de nitratos para los cultivos de cebolla y patata temprana varían entre 240 y 340 kg N/ha dependiendo del tratamiento de fertilización, y representan entre el 66-70% del nitrógeno total aplicado en el cultivo de cebolla y entre el 38-65% en el cultivo de patata. Martínez y Peu (2000) en su estudio de aplicación de purines en Francia entre 1991 y 1996, encontraron que se retuvieron 6084 kg N/ha en la capa de suelo 0-60 cm, el cual representa cerca de la cuarta parte del nitrógeno total aplicado (25 t N/ha). Además, los nitratos contenidos en el agua de drenaje se incrementaron progresivamente con las sucesivas aplicaciones de purín y se mantuvieron

durante dos años más después de la última aplicación de éste. En promedio durante los 7 años se lixiviaron más de 400 kg $N_NO_3^-$ /año, representando cerca de 12% del nitrógeno total del purín y 19% del nitrógeno amoniacal aplicado. El nitrógeno total del purín recuperado a partir del lixiviado y del retenido en el suelo fue menor del 40% del total aplicado, lo que indica que las pérdidas por desnitrificación son un componente importante del balance de nitrógeno.

El contenido de nitrógeno en el suelo es el resultado de la diferencia entre las entradas y las salidas de éste (productos de la descomposición de los residuos de las plantas y las pérdidas desde el suelo). En ecosistemas naturales, el contenido de nitrógeno en el suelo se acerca a un valor de equilibrio, pero como el ciclo del nitrógeno en el suelo es dinámico, cualquier cambio en el ambiente (por ejemplo variaciones climáticas) puede tender a un nuevo nivel de equilibrio del nitrógeno en el suelo.

La atmósfera contiene cerca de un 78% de nitrógeno no asimilable directamente por las plantas. Es necesario que éste se combine con hidrógeno, oxígeno o carbono para que sea asimilable. Dicho proceso se llama fijación de nitrógeno y es realizado en la naturaleza debido a la acción de ciertos microorganismos y a la gran energía de los relámpagos que rompen las moléculas de nitrógeno y permiten que se combinen con el oxígeno del aire.

El suelo natural raras veces contiene suficiente nitrógeno asimilable por las plantas para una producción vegetal máxima. Existe por lo tanto una insuficiencia nutricional en las plantas por lo que el elemento fertilizante más utilizado suele ser el nitrógeno (Thompson, 1988).

Cerca de un 99% del nitrógeno presente en el suelo natural se encuentra contenido en la materia orgánica. Esto es debido a que la materia orgánica actúa bloqueando el nitrógeno dando lugar a formas nitrogenadas estables.

Para que el nitrógeno pueda estar disponible para las plantas debe descomponerse a formas inorgánicas por medio de la acción microbiana. La mineralización es el proceso por el cual el nitrógeno orgánico se convierte en amonio (NH_4^+) debido a la acción de microorganismos, que descomponen la materia orgánica, y de enzimas que ellos producen. Así pues, es lógico pensar que la mineralización tiene mayor rapidez cuando existen las condiciones óptimas para la actividad microbiana, es decir un suelo con temperatura y humedad óptimas, bien provisto de nutrientes y de materia orgánica. El proceso inverso a la mineralización es la inmovilización, que es el paso de una forma inorgánica (NH_4^+) a la forma orgánica del nitrógeno.

Condiciones óptimas de temperatura y humedad también favorecen la nitrificación, que es el proceso de oxidación en dos estadios, a lo largo del cual el amoníaco se oxida a nitrito (NO_2^-) y el nitrito a nitrato (NO_3^-).

Como resumen de lo anterior, el nitrógeno se puede encontrar en el suelo de las siguientes formas:

Nitrógeno orgánico lábil particulado: es el nitrógeno orgánico susceptible de mineralizar. Está disponible en el suelo para ser tomado por las plantas después de la transformación en amonio, mediante el proceso de mineralización o amonificación. Puede ser incrementada debido al retorno de nitrógeno por las plantas al suelo a través de la caída de hojas, residuos de cultivos y la descomposición de las raíces.

Nitrógeno orgánico lábil en solución: esta forma orgánica, derivada de su homóloga particulada, también está disponible para ser tomada por las plantas después de la adsorción hacia la forma particulada. Puede ser transportada como escorrentía o lixiviar dentro del perfil del suelo. No es posible su conversión directa a NH_4^+ disuelto.

Nitrógeno orgánico refractario particulado: está adsorbido en el suelo y no está disponible para las plantas. Se transforma por conversión a partir del nitrógeno particulado lábil. También puede ser incrementada debido al retorno de nitrógeno por las plantas al suelo a través de la caída de hojas, residuos de cultivos y la descomposición de las raíces.

Nitrógeno orgánico refractario en solución: se deriva de su homólogo particulado y tampoco está disponible para las plantas. Puede ser transportada como escorrentía o lixiviar dentro del perfil del suelo.

NH_4^+ disuelto: es la forma nitrogenada inorgánica que conecta los procesos del nitrógeno orgánico con el resto de los procesos del ciclo del nitrógeno. El nitrógeno orgánico mineralizado se transforma en esta forma nitrogenada. Cuando el NH_4^+ disuelto en un medio alcalino deja de estar en equilibrio con el NH_4^+ adsorbido en el suelo, comienza a formar NH_3 y se produce la volatilización. Los purines contienen la mayoría del nitrógeno en esta forma.

NH_4^+ adsorbido: es el amonio que está fijado en el suelo. Sufre los procesos de adsorción y desorción.

NO_3^- : es la forma del nitrógeno más móvil. Se encuentra disponible para las plantas. Puede ser inmovilizado a nitrógeno orgánico particulado lábil y sufrir pérdidas por desnitrificación y ganancias por nitrificación.

En los apartados siguientes se explicarán ampliamente los diferentes procesos del ciclo del nitrógeno.

3.2.1. MINERALIZACIÓN/INMOVILIZACIÓN.

El nitrógeno orgánico está combinado formando moléculas complejas. Gran parte del nitrógeno se halla en forma de grupos amina ($-\text{NH}_2$) y el resto en estructuras cíclicas o cadenas abiertas. Estas formas de nitrógeno están retenidas mediante enlaces covalentes y no pueden ionizarse, por lo tanto no están disponibles para las plantas.

Cerca del 90% del nitrógeno total, en la mayoría de los suelos, proviene de compuestos que contienen nitrógeno orgánico y de los productos de la descomposición microbiana de restos de plantas y animales. Como resultado de dicha descomposición, el carbono es recirculado a la atmósfera como CO_2 y el nitrógeno orgánico se vuelve disponible para las plantas como NH_4^+ (mineralizado), mientras que otros nutrientes esenciales también aparecen en formas disponibles para las plantas.

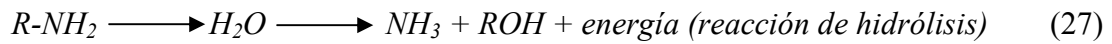
La descomposición de diferentes materiales de plantas en diferentes suelos bajo diferentes condiciones ambientales ha sido estudiada extensamente. Muchas investigaciones se han centrado en los estados de descomposición iniciales estimando la descomposición por medio de mediciones periódicas de las pérdidas de peso de la hojarasca.

La mineralización es la parte del ciclo del nitrógeno donde la materia orgánica se descompone y se liberan iones inorgánicos, es decir, el nitrógeno orgánico se convierte en NH_4^+ .

La mineralización de los compuestos nitrogenados se produce mediante la aminización y la amonificación. Estos procesos los realizan microorganismos heterótrofos que requieren como fuente de energía compuestos de carbono orgánicos.

En el proceso de aminización, cada uno de los grupos de bacterias y hongos heterótrofos son responsables de una o varias etapas de la descomposición de la materia orgánica. Los productos finales resultantes de las actividades de un grupo proporcionan el sustrato para la siguiente y así sucesivamente. Una de las etapas finales en la descomposición de los materiales nitrogenados es la aminización, que consiste en la descomposición hidrolítica de las proteínas y la liberación de aminas y aminoácidos.

En el proceso de amonificación las aminas y los aminoácidos liberados son utilizados por otros organismos heterótrofos con la liberación de compuestos amoniacaes. Esto se representa como:



La inmovilización es el proceso inverso a la mineralización. Incluye la producción de proteínas cuando las plantas y los microorganismos absorben iones amonio y nitrato y su asimilación, que es el proceso de adsorción. Las plantas son capaces de utilizar cualquiera de los dos iones, amonio o nitratos. Los nitratos suelen ser más utilizados, principalmente en tiempo cálido ya que coinciden la época de crecimiento vegetal máximo y la mayor necesidad de nitrógeno con la disponibilidad de nitratos. Debido a que la velocidad de nitrificación es mayor en tiempo cálido, se presenta una proporción menor de amonio. Además, los iones amonio se fijan en los sitios de intercambio catiónico mientras que los iones nitrato se encuentran en solución en el suelo, siendo más fácil para las plantas absorberlos.

Sierra et al. (2001) encontró que la inmovilización del nitrógeno mineral es constante como función de la temperatura y varía entre tratamientos a diferentes contenidos de humedad. Estos autores estimaron valores de 90 mg N/kg inmovilizados a -30kPa y sólo 30 mg N/kg inmovilizados a -1500kPa y concluyeron a partir de dicha información, que parece ser que la inmovilización del nitrógeno mineral puede estar más limitada por la disponibilidad física de la fuente de carbono labil.

La ocurrencia de uno de los dos procesos, mineralización o inmovilización del nitrógeno mineral, dependerá de la relación C:N que es la proporción existente entre la cantidad de carbono y nitrógeno que hay en el suelo. Así mismo, la cuantificación de esta relación será determinante en la velocidad de mineralización. Cuando la relación C:N está en un rango de 20-25 se presenta un equilibrio, es decir no hay mineralización ni inmovilización neta. Para valores superiores, el carbono actuará bloqueando el nitrógeno inorgánico del suelo y el proceso será de inmovilización. Para valores inferiores se producirá una mineralización neta al tiempo que se descompone la materia orgánica, siendo más rápido este proceso cuanto menor sea el valor de la relación C:N. Por lo tanto, cuando se cree que existe competencia por el nitrógeno entre microorganismos y el cultivo es aconsejable aplicar algún fertilizante nitrogenado para reducir la relación C:N y acortar el periodo de inmovilización del nitrógeno inorgánico (Thompson, 1988). Pansu y Thuriès (2003), a partir de datos de incubación de 180 días con residuos de planta, encontraron el umbral de mineralización/inmovilización cerca de la relación C:N igual a 19. Toda la materia orgánica adicionada con la relación C:N desde 19.6 hasta 27.1 indujo una marcada inmovilización de nitrógeno.

González-Prieta et al. (1996), encontraron en su estudio, sobre 112 suelos nativos y agrícolas del noroeste Español, que la mineralización neta (83% de los suelos) predomina sobre la inmovilización, la cual fue más frecuente en suelos agrícolas (25%) que en suelos nativos (9%). En suelos forestales, las tasas de mineralización y de inmovilización netas fueron significativamente mayores que en los otros grupos de suelos.

La mineralización e inmovilización son procesos microbianos, por lo tanto factores como la temperatura, la humedad del suelo y demás características de éste tendrán un efecto notable en dichos procesos. Cuando el contenido de agua en el suelo se aproxima al punto de marchitez, la actividad microbiana llega prácticamente a anularse y se reanuda casi inmediatamente cuando se recupera la humedad. La velocidad de mineralización es máxima después de la rehumectación y luego disminuye progresivamente. Un suelo sometido a fases continuas de humedecimiento y secado puede liberar más nitrógeno que otro continuamente húmedo, debido a que las alternancias provocan una renovación del aire del suelo, adsorbiéndolo y expulsándolo sucesivamente, favoreciendo el suministro de oxígeno que impulsa el proceso de descomposición (Thompson, 1988). La mineralización será más rápida cuando se produzca la temperatura óptima de crecimiento de las bacterias.

Algunos de los principales factores que controlan la mineralización son:

- **Contenido de Nitrógeno y la relación C:N:** muchos estudios han demostrado que la adición de nitrógeno a los materiales de hojarasca o a los residuos de los cultivos puede mejorar su tasa de descomposición (Hynes, 1986). El ciclo del nitrógeno se considera generalmente más rápido en sitios con altos contenidos de nitrógeno, aunque esta tendencia es usualmente asociada con las diferencias en las especies cultivadas (Bonito et al., 2003). Como ya se ha dicho, una relación C:N baja (alto contenido de nitrógeno) facilita la mineralización creando una tasa alta de descomposición y asegurando que la mineralización excede a la inmovilización. González-Prieta et al. (1996) encontraron que la tasa de mineralización neta es considerablemente mayor en suelos con bajo contenido de carbono orgánico (<3.5%). Sierra et al. (2001) encontró que para relaciones de C:N menores de 10 la tasa de mineralización es más rápida, por ejemplo, con una relación de C:N \cong 6, aproximadamente el 40% del nitrógeno aplicado fue mineralizado después de 12 semanas de incubación a 25°C. Pansu y Thuriès (2003) encontraron después de seis meses de incubación, que el nitrógeno neto mineralizado representa cerca del 27% del total de la materia orgánica adicionada en forma de nitrógeno (AOM-N) para dos fertilizantes orgánicos (C:N = 2.9 y 9.9, respectivamente), 22% para desechos de animales (C:N = 3.7) y 11% para estiércol de ovejas (C:N = 17), concluyendo que el nitrógeno mineralizado decrece mientras que la relación C:N se incrementa, pero ninguna relación fue significativa.

- **Humedad:** la humedad del suelo puede influir en la mineralización del nitrógeno principalmente en tres formas: el estrés de humedad inhibe directamente el crecimiento microbiano; al aumentar el contenido de humedad, la aireación decrece y se inhibe el crecimiento microbiano; los ciclos de humedecimiento y secado tienden a incrementar la cantidad de sustrato disponible. En suelos con contenidos de humedad altos, las tasas de actividad biológica y de descomposición decrecen debido a la falta de oxígeno. Hay pocos datos disponibles para predecir los efectos de la humedad en la descomposición de la hojarasca. En general, contenidos de humedad altos (>100 a 150%) y bajos (<30 a 50%) tienden a retrasar la descomposición de hojarasca en la superficie del suelo. Los tres índices de mineralización en los diferentes grupos de suelos considerados por González-Prieto et al. (1996): Tasa Neta de Mineralización, Mineralización Neta y Contenido de Nitrógeno Inorgánico Disponible, decrecían considerablemente con el incremento de la saturación base, excepto para la Tasa Neta de Mineralización en suelos agrícolas. Así mismo, Mikha et al. (2005) encontraron que en ciclos repetidos de humedecimiento-secado (96 días combinando 10 días de secado seguidos por 14 días de incubación a 25°C después de rehmedecimiento) se reduce significativamente la mineralización neta acumulada de nitrógeno, comparada con el tratamiento a humedad constante.
- **Temperatura:** la temperatura es el factor que más influye en la descomposición de materiales orgánicos (Hynes, 1986). Los organismos descomponedores tienen diferentes rangos de temperatura óptimos para su crecimiento. La bacteria mesophilic actinomycetes y los hongos (rango de temperatura óptima entre 0 y 45°C) son habitantes comunes del suelo, mientras que la bacteria thermophilic (con rangos de temperatura óptima entre 45 y 60°C) son habitantes menores. Condiciones de humedad y temperatura altas favorecen generalmente el crecimiento microbiano y por lo tanto la descomposición. Con respecto al efecto de las fluctuaciones de temperatura en la mineralización existe una gran discrepancia. Se ha demostrado que el crecimiento microbiano es mayor a temperaturas constantes que a temperaturas fluctuantes, particularmente si la amplitud de las fluctuaciones es mayor de 10°C. Sin embargo, algunas investigaciones han demostrado que diferentes secuencias de fluctuación de temperaturas entre 5 y 35°C impuestas en tres suelos durante periodos de incubación de 52 días no tienen efecto en la cantidad de nitrógeno mineralizado (Stanford et al. 1973b, 1975, tomado de Haynes, 1986). Por el contrario, en las investigaciones llevadas a cabo por Sierra (2002) en ensayos de incubación con cuatro patrones de fluctuación de temperatura, FTP en sus siglas en inglés Fluctuating Temperature Patterns (FTP: temperatura media 30°C; FTP1: 8h a 20°C, 8h a 30°C, 8h a 40°C; FTP2: 12h a 20°C, 12 h a 40°C y FTP3: patrón observado en el campo 27.1-33.2°C), demostraron que la mineralización de nitrógeno fue mayor para los tratamientos FTP1 y FTP2 que para el FTP3 y a temperatura constante de 30°C. Así mismo, Zak et al. (1999) encontraron que la mineralización difiere significativamente con

las temperaturas de incubación. Según sus resultados, el nitrógeno mineralizado fue de 303 ± 18.7 mg N/kg a 5°C, 384 ± 18.8 mg N/kg a 15°C y 524 ± 61.3 mg N/kg a 25°C.

- ***pH del suelo:*** generalmente la mineralización del nitrógeno es más fácil en suelos neutros que en suelos ácidos (Hynes, 1986). Sin embargo, González-Prieto et al. (1996) encontraron valores de Tasa Neta de Mineralización, Mineralización Neta y Contenido de Nitrógeno Inorgánico más altos en suelos ácidos ($\text{pH} < 4.5$) que en suelos con pH altos. Como la mineralización del nitrógeno en el suelo es llevada a cabo por diversos tipos de microflora, el proceso no muestra una marcada sensibilidad al pH porque cada especie tiene un valor de pH óptimo diferente. Cambios en las condiciones iniciales pueden provocar cambios en la mineralización como los reportados por Wolters (1991) con suelos que fueron acidificados por lluvia ácida, donde se presentaron inhibiciones de la mineralización. Este resultado no puede extrapolarse a suelos ácidos inalterados, en los cuales el ciclo del nitrógeno para las poblaciones microbianas está adaptado a pH bajos (González-Prieto et al. 1996). Idol et al. (2003) encontraron que el pH del suelo era menos ácido en bosque joven lo cual puede haber favorecido la mayor actividad microbiana.
- ***Nutrientes inorgánicos:*** el nitrógeno es el principal nutriente limitante de la actividad bacteriana; sin embargo, algunos estudios (Ausmus et al., 1976) han demostrado que nutrientes como el fósforo (P) y el potasio (K) probablemente limitan la población bacteriana (Haynes, 1986).
- ***Elementos tóxicos:*** la contaminación del ambiente por elementos traza ha generado preocupación sobre los efectos que estos elementos puedan tener en las reacciones bioquímicas en la biosfera. Muchos estudios han demostrado que altas tasas de aplicación de elementos traza tienen un efecto inhibitor en la mineralización del nitrógeno en el suelo (Haynes, 1986). Sin embargo, muchas propiedades del suelo influyen en los efectos de la toxicidad de los elementos traza, por ejemplo con incrementos del pH del suelo, la disponibilidad y toxicidad de muchos iones metálicos disminuyen.
- ***Profundidad del suelo:*** Patra et al. (1999), en dos ensayos realizados en mayo (mes más frío) y agosto (mes más cálido) y tres suelos con diferentes tratamientos, encontraron que la mineralización decrece con la profundidad del suelo excepto en el ensayo de agosto, cuando se produce una gran mineralización en el horizonte 0-10 cm y en los restantes, la mineralización disminuye hasta un valor aproximadamente constante para los tres horizontes.

- **Textura:** González-Prieto et al. (1996) encontraron que el nitrógeno total en suelos limosos fue mineralizado a una tasa significativamente menor que para suelos arenosos y arcillosos, concluyendo para los suelos estudiados por ellos, que la textura del suelo solo explica una baja proporción de las diferencias en la mineralización del nitrógeno presentes entre diferentes suelos. Así mismo, Giardina et al. (2001), encontraron que las tasas de mineralización del nitrógeno en suelos de Estados Unidos, manteniendo constantes la temperatura y la humedad del suelo y sin adicionar carbono lábil durante el periodo de incubación, no están relacionadas con el contenido de arcillas en dichos suelos.

Intentando abarcar todas estas posibles variaciones, existen numerosas alternativas de modelos cinéticos para describir la producción de nitrógeno inorgánico del suelo o de enmiendas orgánicas. Como se explica en el apartado 3.3.1, la mayoría se basan en una cinética de primer orden en función de la tasa de mineralización k (día^{-1}) y en el potencial de mineralización N_0 (mg N/kg de suelo), el cual se interpreta como la estimación de la cantidad de nitrógeno que será mineralizada en un tiempo infinito bajo condiciones óptimas de temperatura y humedad. Sin embargo, los procedimientos y condiciones utilizadas para determinar N_0 y k varían considerablemente de una investigación a otra. Como consecuencia de esto, los resultados de los diferentes estudios son difícilmente comparables (Wang et al., 2003).

Está claro que la cuantificación de las tasas de mineralización en el campo a partir de ensayos de incubación presenta muchas dificultades. Es por esto que dichos métodos, son a menudo, poco fiables debido a la baja precisión de los resultados y a la ocurrencia de pérdidas de nitrógeno incontroladas (Delphin, 2000).

A diferencia con los ensayos realizados en el laboratorio donde se pueden controlar casi todas las variables, los realizados en el campo bajo condiciones climáticas y edafológicas variables, pueden enmascarar los resultados y no saber exactamente a que se debe un comportamiento específico, ya que puede ser el resultado de la combinación de varios factores. Por ejemplo, los resultados obtenidos por Bonito et al. (2003) muestran que el bosque ubicado a mayor elevación presenta características más favorables para la mineralización y tasas de retorno de nitrógeno más rápidas a través del sistema forestal. Las tasas de mineralización del nitrógeno difieren con la elevación, tipo de vegetación y posición topográfica y son atribuidos a las variaciones en la temperatura, disponibilidad de agua, contenido de materia orgánica del suelo y a la calidad de la hojarasca del lugar. El bosque ubicado a mayor elevación tiene una reserva de nitrógeno por encima del doble del situado a baja elevación, el flujo de nitrógeno es más del doble y el nitrógeno mineralizado es 13 veces mayor. Así mismo, presentan diferencias en las propiedades del suelo y en la precipitación recibida, presentándose mayor contenido de agua en los bosques ubicados a mayor elevación.

Por lo tanto, es difícil de distinguir entre causa y efecto y las altas tasas de mineralización del nitrógeno no pueden ser atribuidas a una variable en particular.

3.2.2. NITRIFICACIÓN.

Es un proceso clave en el ciclo del nitrógeno, y su importancia aumenta en los suelos que reciben fuertes cargas de nitrógeno amoniacal. La nitrificación es la transformación de amonio, forma nitrogenada relativamente inmóvil, a nitritos (NO_2^-) y luego a nitratos (NO_3^-), que es una forma nitrogenada de gran movilidad que puede ser fácilmente lavada, tomada por las plantas o verse sometida a procesos de desnitrificación. Esta capacidad de los nitratos de ser fácilmente transportables, convierte a la nitrificación en un proceso de contaminación potencial de los acuíferos (si los nitratos producidos son mayores que los necesarios por las plantas).

El principal problema de calidad de aguas subterráneas es quizás el provocado por el lixiviado de nitratos procedentes de zonas agrícolas, debido a las altas tasas de uso de nitrógeno en fertilizantes y abonos necesarios para conservar los regímenes de agricultura intensiva, especialmente cuando éstos se aplican en suelos más permeables. En la Tabla 3 se muestra, como ejemplo, el uso de fertilizantes en Europa.

Tabla 3. Uso actual y predicho de fertilizantes nitrogenados en 1000 toneladas, tomado de European Environment Agency, 1999.

| | 1994/95 | 1995/96 | 1996/97 | 1997/98 | 1998/99 | 99/2000 | 2000/01 |
|-------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Europa | 11.768 | 11.940 | 12.200 | 12.210 | 12.230 | 12.260 | 12.290 |
| Europa del Este | 2.058 | 2.250 | 2.380 | 2.510 | 2.650 | 2.800 | 2.950 |
| Europa del Oeste | 9.710 | 9.690 | 9.820 | 9.700 | 9.580 | 9.460 | 9.340 |

La nitrificación es realizada por bacterias de la familia nitrobacteraceae (Tabla 4). Los organismos de esta familia derivan su energía de la oxidación tanto de NH_4^+ como de NO_2^- . Este proceso se divide en dos pasos: la oxidación de NH_4^+ hacia NO_2^- y la conversión de NO_2^- en NO_3^- .

Tabla 4. La familia nitrobacteraceae. Tomado de Haynes (1986).

| Oxidación | Género | Especies | Hábitat |
|-------------------|---------------|--------------|-------------------------------|
| Amonio a nitrito | Nitrosomonas | Europa | Suelo, agua, aguas residuales |
| | Nitrosolobus | Multiformis | Suelo |
| | Nitrosovidrio | Tenius | Suelo |
| | Nitrospira | Briensis | Suelo |
| | Nitrosococcus | Nitosus | Suelo |
| | | | Océano |
| Nitrito a nitrato | Nitrobacter | Winogradskyi | Suelo, agua |
| | | Gracilis | Océano |
| | | Mobilis | Océano |

Los organismos nitrificantes autotróficos son estrictamente aerobios y dependen del transporte de electrones y finalmente de oxígeno. Estas bacterias son muy sensibles a la acidez, aunque ellas acidifiquen el medio al provocar la nitrificación. Si se añaden grandes cantidades de nitrógeno pueden, potencialmente, pueden autoeliminarse al metabolizarse a ácido nítrico. Como son bacterias aerobias, su rango de crecimiento puede ser menor si la introducción de residuos permite el excesivo crecimiento de otros organismos aerobios que puedan competir por el oxígeno. La tasa de crecimiento y por tanto la de nitrificación es dependiente tanto de la temperatura como del pH. La máxima actividad bacterial ocurre cerca de 28°C y pH 8. Por debajo de 2°C la reacción es muy lenta. Con un pH por debajo de 5.5, las bacterias nitrificantes reducen su actividad y por debajo de 4.5, el proceso de nitrificación es severamente restringido. La falta de oxígeno también inhibe la nitrificación.

La nitrificación ocurre en dos pasos:

- **Oxidación del NH_4^+** : los organismos que realizan este proceso son comúnmente llamados oxidantes del amonio. Estas bacterias suelen tener forma esférica, tubular o en espiral y tienen flagelos para desplazarse. Todas las especies son aerobias, pero pueden crecer bajo presiones de oxígeno reducidas. Los organismos autótrofos necesitan la energía procedente de oxidar el amonio y su principal fuente de carbono es el CO_2 . Generalmente, la temperatura óptima de crecimiento es 30 °C y el pH óptimo está entre 7.5 y 8.

La oxidación bioquímica sigue la siguiente reacción:



- **Oxidación de NO_2^-** : el grupo de bacterias que realiza esta operación comprende un amplio grupo de bacterias esféricas, tubulares, elipsoidales y en forma de espiral. Estos oxidantes de nitritos son bacterias aerobias, aunque algunas nitrobacterias son capaces de crecer en condiciones anaerobias, es decir, son capaces de realizar el proceso de desnitrificación formando N_2O y NO si hay nitratos y C disponibles. La temperatura óptima para su desarrollo es de 28 °C y pueden crecer en un rango de pH entre 5.8 y 8.5, situándose su óptimo entre 7.6 y 7.8.

La oxidación bioquímica (nitrobacterias) sigue la siguiente reacción:



La forma de nitrógeno intermedia (NO_2^-), escasamente se acumula en concentraciones importantes en el suelo, porque las nitrobacterias actúan tan rápido o más que las bacterias productoras de NO_2^- . Sin embargo, las nitrobacterias son más sensibles al amonio que las nitrosomas y por esta razón los nitritos pueden acumularse bajo altas concentraciones de NH_4^+ (Evangelou, 1998).

Los principales factores que influyen en la nitrificación son:

- **Presencia de oxígeno y humedad:** las nitrobacterias son organismos exclusivamente aerobios, por lo que en ausencia de oxígeno la nitrificación se detiene. En general, la tasa máxima de nitrificación ocurre con potenciales de humedades del suelo entre -10 y -33 kPa, dependiendo principalmente de las características físicas del suelo. Sierra et al. (2001), encontró que a -1500 kPa la nitrificación era inhibida aunque había presencia de nitrificantes, lo cual sugiere que durante los periodos secos estas bacterias se encuentran en forma inactiva o en fase aletargada.
- **Temperatura:** el rango óptimo para la nitrificación oscila entre 25°C y 35°C . Se presentan efectos inhibidores a altas y bajas temperaturas. Sin embargo, parece que algunas bacterias nitrificantes tienen una temperatura óptima adaptada a las condiciones climáticas de su región. Muchos estudios muestran que la tasa de nitrificación durante fluctuaciones de temperaturas bajas es menor que la obtenida con su correspondiente temperatura media (Haynes, 1986). Sierra (2002) también encontró que el efecto de la fluctuación de temperatura debe ser considerado para la estimación de la mineralización y de la nitrificación. En este estudio se demostró que los cálculos basados en la temperatura media diaria sobrestiman la nitrificación cuando la amplitud de variación de la temperatura es grande, debido a que el descenso de la nitrificación por encima de la temperatura óptima no es tenido en cuenta.
- **pH:** es un factor limitante para la nitrificación. Los microorganismos nitrificantes requieren condiciones de pH no muy extremas. Los rangos en los que se produce nitrificación comprenden pH entre 5.5 y 8, alcanzándose los óptimos en torno a 7.5. Valores de pH superiores a 7.5, pueden resultar en niveles tóxicos de NH_3 e inhibir la actividad de las nitrobacterias.
- **Concentración de NH_4^+ :** las bacterias nitrificantes dependen del NH_4^+ o del NO_2^- como fuente específica de energía, por lo tanto su concentración en el sustrato puede ser un factor influyente en la actividad nitrificante. Muchos estudios muestran que la adición de fertilizantes ricos en NH_4^+ y/o NO_2^- puede incrementar las poblaciones de

Nitrosomonas y Nitrobacater respectivamente, en varios centenares por gramos de suelo. Zou et al. (2006) encontraron un contenido máximo de $N_{NH_4^+}$ en el suelo inmediatamente después de la fertilización con nitrógeno aunque su persistencia fue muy corta, indicando que la nitrificación se completó rápidamente. Concentraciones altas de NH_4^+ pueden inhibir la formación de nitritos debido al descenso de la población de microorganismos por su metabolización a ácido nítrico. Esto podría suceder con dosis muy altas de purines aplicados al terreno.

Debido a que el amonio es normalmente el factor más limitante de la nitrificación en ecosistemas terrestres, la recogida de la cosecha conduce hacia mayores tasas de nitrificación, ya que disminuye la cantidad de nitrógeno tomado por las plantas y permite a las bacterias nitrificantes mayor acceso a la fuente de nitrógeno disponible (Idol et al., 2003).

- **Fumigación en suelos:** muchos de los productos agregados al suelo en la agricultura moderna (herbicidas, fungicidas, pesticidas, insecticidas) pueden afectar al desarrollo de las bacterias nitrificadoras, las cuales parecen ser las más sensibles a estos productos químicos. Son especialmente conocidos los efectos inhibitorios del disulfuro de carbono, bromuro de metilo y cloropricin.
- **La relación C:N:** es un indicador de la cantidad relativa de nitrógeno disponible para las transformaciones microbianas y otros factores como la disponibilidad relativa de carbono por lo que, obviamente, tiene influencia sobre la nitrificación. Ross et al. (2004) encontraron de baja a despreciable las tasas de nitrificación netas con relaciones C/N por encima de 22 y 25.

3.2.3. DESNITRIFICACIÓN.

Es un proceso de reducción bioquímico mediante el cual el nitrógeno, en forma de nitratos, es devuelto a la atmósfera como óxido de nitrógeno o nitroso (N_2O) o como nitrógeno molecular (N_2) debido a la acción de algunas bacterias en suelos inundados, principalmente en suelos que se encuentran saturados gran parte del año o en alguna porción de su volumen.

Este proceso es realizado por una serie de bacterias anaerobias del suelo (del género Bacillus y Pseudomonas) que pueden crecer en ausencia de O_2 mientras reducen NO_3^- o NO_2^- a N_2 y/o N_2O . Las bacterias reducen las formas NO_3^- o NO_2^- que actúan como aceptores de electrones para su propia respiración reemplazando el oxígeno. Algunas de estas bacterias son anaeróbicas obligadas, mientras que otras, la mayoría, son facultativas, es decir respiran

oxígeno cuando hay o si no, toman aquellos compuestos oxidados que sirvan como aceptores de electrones, por ejemplo nitratos, y los reducen. Por esta razón, terrenos anegados generan condiciones de déficit de oxígeno promoviendo entre otros procesos, la actividad bacteriana de desnitrificación.

Tabla 5. Géneros reportados de bacterias desnitrificantes Tomado de Haynes (1986).

| | | |
|----------------|-------------------|------------------|
| Acinetobacter | Halobacterium | Rhizobium |
| Alcaligenes | Hyphomicrobium | Rhodopseudomonas |
| Azospirillum | Micrococcus | Spirillum |
| Bacillus | Moraxella | Thiobacillus |
| Cytophaga | Paracoccus | Vidrio |
| Flavobacterium | Propionobacterium | Xanthomonas |
| Gluconobacter | Pseudomonas | |

Se han identificado aproximadamente 20 géneros de bacterias desnitrificantes, (Tabla 5) presentes en la mayoría de los sistemas acuáticos y terrestres. Por ejemplo la bacteria *E. Coli* reduce bajo condiciones anaerobias los nitratos a nitritos. Las *Pseudomonas* spp y *Bacillus* spp también son capaces de producir desnitrificación.

Tabla 6. Pérdidas por desnitrificación. Tomado de Burt (1993) y * otras fuentes

| Autor | Pérdidas por desnitrificación | Forma de cultivo |
|-------------------------------------|-------------------------------|--|
| Colbourn y Dowdell (1984) | 0-20% | Fertilizante nitrogenado aplicado en suelo arado |
| | 0-7% | Fertilizante nitrogenado aplicado en pastizales |
| Hauck (1986) | 20-40% | |
| Nieder, Schollmayer, Richter (1989) | 2.5-50% | Etapas de crecimiento de diferentes cultivos |
| *Lowrance et al. (1998) | 11-37% | Del nitrógeno total aplicado en el abono |
| *Sánchez et al. (2001) | 10% | Del fertilizante (urea) aplicado |
| *van der Salm et al. (2007) | 22.5% | Del nitrógeno aplicado como fertilizante o abono en un suelo fuertemente arcilloso |

Las tierras agrícolas suelen tener mayores tasas de desnitrificación debido a las grandes aportaciones de nitratos por medio de fertilizantes o abonos. Las estimaciones de las cantidades de pérdidas de nitrógeno por desnitrificación a partir de tierras agrícolas (Tabla 6) difieren extensamente (Burt, 1993).

La desnitrificación como mecanismo responsable de la reducción de la cantidad de nitratos percolados es importante en este contexto. Pérdidas gaseosas de nitrógeno en forma de N_2 serían ambientalmente más favorables que el lixiviado de nitratos y que las pérdidas de N_2O , porque el N_2O está relacionado con la destrucción de la capa ozono estratosférico, (Crutzen, 1981, tomado de Laverman, 2001). Si la reducción es completamente hacia N_2 , la salida es benigna, pero si se emiten cantidades significativas de N_2O , se cambia un problema potencial por otro (Burt, 1993).

Las emisiones globales de N_2O se deben en un 90% a procesos microbiológicos y se estima que las actividades agrícolas contribuyen con un 18% (2.1 Tg N/año) de las emisiones totales (Grageda-Cabrera et al., 2000).

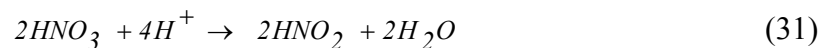
Normalmente se considera que el N_2 es el principal producto de la desnitrificación, pero en muchos casos pueden liberarse a la atmósfera cantidades apreciables de N_2O . Por ello, y como el óxido nítrico está implicado en la destrucción de la capa de ozono, hay mucho interés en cuantificar la cantidad de N_2O producida en la desnitrificación. Las evidencias disponibles en la actualidad indican que cantidades relativamente altas de N_2O sólo se dan en condiciones desfavorables (utilización de fertilizantes nitrogenados, por ejemplo KNO_3 , niveles bajos de NO_3^- y pH altos que puedan favorecer la producción de N_2O) y con altos rangos de desnitrificación.

Las pérdidas por desnitrificación no se consideran importantes en suelos bien drenados. Sin embargo, en zonas muy húmedas con suelos con tendencia al encharcamiento, las pérdidas por desnitrificación suelen ser muy elevadas (Thompson, 1988). Debido a que durante la desnitrificación hay una pérdida de nitratos en el suelo, se considera un efecto positivo en cuanto a la contaminación de los acuíferos por nitratos, asociándola a una cierta capacidad de autodepuración del suelo. Sin embargo puede ser trasladar el problema hacia la atmósfera.

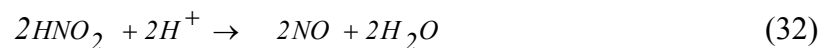
De los experimentos de incubación realizados por Grageda-Cabrera et al. (2000), se demostró que el 81.4% de las emisiones de N_2 y N_2O se debieron a la desnitrificación y 18.6% a nitrificación.

La desnitrificación se puede resumir en 4 pasos:

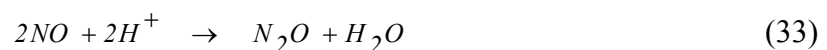
Reducción de Nitrato a Nitrito



Reducción de Nitrito a Óxido Nítrico



Reducción de Óxido Nítrico a Óxido Nitroso



Reducción de Óxido nitroso a Nitrógeno gas



Los principales factores que influyen en la desnitrificación son:

- **Disponibilidad de NO_3^- :** es obviamente el principal factor que interviene en la desnitrificación. A mayor contenido de nitratos en el suelo, la magnitud de la desnitrificación aumenta. Suelos muy fértiles o con fertilización promueven el proceso. La adición de fertilizantes nitrogenados incrementa la emisión de N_2 y N_2O del suelo en mayor proporción cuando se aplicó KNO_3 que urea (Grageda-Cabrera et al., 2000). Las pérdidas de nitrógeno por desnitrificación principalmente ocurren entre una y dos semanas después de la aplicación del fertilizante nitrogenado (Zou et al., 2006). Altos niveles de NO_3^- pueden inhibir la reducción de N_2O causando un incremento en la relación de N_2O a N_2 en la producción de gases. El efecto de la concentración de NO_3^- interactúa con el pH del suelo, tal que el efecto inhibitorio de NO_3^- en la reducción en N_2O se incrementa marcadamente con el decrecimiento del pH del suelo (Haynes, 1983).
- **Disponibilidad de amonio:** en los estudios llevados a cabo durante 3 años por Lowrance et al., (1998) en suelos con contenidos de amonio similares antes de la aplicación de fertilizante, se encontró una correlación positiva entre la tasa de desnitrificación y el contenido de amonio en el suelo después de la fertilización. Loro et al. (1997) citado por este autor, encontraron correlaciones similares.
- **Forma de aplicación del fertilizante:** se han encontrado contradicciones en mediciones de desnitrificación en suelos del mismo tipo pero con diferente forma de aplicación del fertilizante o abono. Parece que la principal diferencia, con respecto a la desnitrificación, entre la inyección y el rastrillado del purín en el suelo, es que la inyección concentra la materia orgánica en una banda que actúa como un “lugar caliente” (hot spot) a través del campo produciendo una mayor desnitrificación, mientras el arado diluye el purín en la totalidad de la capa removida causando, posiblemente, la apariencia de un menor “lugar caliente” no homogéneamente disperso (Maag, 1995).
- **Humedad del suelo:** debido a que los poros del suelo pueden contener aire cuando el suelo está seco, o agua cuando está saturado, se puede decir que es lo mismo que el contenido de oxígeno en el suelo. Este factor es el más influyente debido a que regula las condiciones de óxido-reducción en el suelo. Incrementos en el contenido de humedad del suelo generalmente incrementan la tasa de desnitrificación. Más del 80% de la producción total de gases nitrogenados se obtienen al mantener la humedad del suelo a 1.33 veces la capacidad de campo (Grageda-Cabrera et al., 2000). Elevados contenidos hídricos (mayores del 70-80%) durante períodos prolongados favorecen la ocurrencia de la desnitrificación. Aunque el drenaje puede reducir las pérdidas por desnitrificación debido

a que mejora la aireación del suelo, es transferir más nitrógeno inorgánico disuelto desde el suelo hacia los cursos de agua, poniéndolos en peligro de contaminación por nitratos. Periodos de grandes lluvias incrementarán las emisiones de N_2O por desnitrificación. Sin embargo, el incremento de la precipitación también incrementa el crecimiento del césped y posiblemente el lixiviado de NO_3^- y por lo tanto reduce la concentración de NO_3^- en el suelo, lo cual tiende a reducir las emisiones de N_2O , (Chatskikh et al., 2005).

- **Contenido de materia orgánica:** las condiciones de alto contenido de materia orgánica favorecen la desnitrificación, debido a que las bacterias desnitrificadoras más abundantes son heterótrofas, las cuales requieren compuestos orgánicos como dadores de electrones y como fuente de material celular. Cuando por lixiviación los nitratos se desplazan a capas más profundas del suelo con menor contenido de materia orgánica, el proceso se hace más lento por ausencia de bacterias y de la energía necesaria para la supervivencia de las mismas. Bajo condiciones de campo, la disponibilidad de carbono puede ser el controlador más importante de la desnitrificación (Maag, 1995).
- **Disponibilidad de carbono orgánico:** Uno de los factores que más influyen en la actividad desnitrificadora es la disponibilidad de carbono orgánico. Potenciales altos de desnitrificación en suelos superficiales están relacionados con la presencia de carbono orgánico en las capas superficiales del suelo. Se sugiere que pH altos y alta disponibilidad de carbono orgánico proporcionan las condiciones necesarias para la desnitrificación (Laverman et al., 2001).
- **Ciclos de humedecimiento-drenaje:** la duración e intensidad de estos ciclos condiciona la disponibilidad de materia orgánica para ser descompuesta por los microorganismos. En periodos continuos de intensa irrigación o lluvias, los suelos pueden llegar a saturarse con agua hasta la superficie del suelo por breves periodos, ocurriendo cortos brotes de intensa desnitrificación (Haynes, 1986).
- **Temperatura:** como en todo proceso biológico la temperatura tiene gran influencia sobre la desnitrificación. Se esperan mayores pérdidas en primavera-verano que en otoño-invierno. Las tasas de desnitrificación son bajas por debajo de los $10^\circ C$. En el rango de 10 a $35^\circ C$, la tasa de desnitrificación es muy dependiente de la temperatura con un valor de Q_{10} (relación por la cual la desnitrificación se incrementa para un aumento de $10^\circ C$ en temperatura) cerca de 2.0. Los mayores rangos de desnitrificación suceden a temperaturas relativamente altas, $35-65^\circ C$. Por otra parte, recientes estudios de laboratorio llevados a cabo en España por Sánchez et al. (2001) revelaron que en suelos arenosos, la emisión de nitrógeno gaseoso era cuatro veces mayor en tratamientos a temperatura constante que en

tratamientos en los que la temperatura fluctuaba, manteniendo la misma temperatura media que en los ensayos anteriores. Este efecto es probablemente debido a la sensibilidad de los microorganismos a las variaciones en la temperatura. Zou et al. (2006) encontraron que aunque el contenido de nitrógeno mineral y los poros llenos de agua o WFPS (por sus siglas en inglés: Water Filled Pore Space) eran altos durante cierto periodo de la temporada de trigo de invierno, la tasa de desnitrificación era muy baja, sugiriendo que las bajas temperaturas en ese escenario pueden limitar el proceso biológico. Otros autores como Cannavo et al. (2004), aunque reconocen el gran papel que juega la temperatura en la regulación de la actividad microbiana, encontraron que el N_2O gaseoso en el suelo parece no estar afectado por las variaciones en la temperatura del suelo. Así mismo, encontraron un aumento de las emisiones de N_2O durante periodos de congelación/descongelación acompañados por una disminución en la concentración de NO_3^- , debido a que estos ciclos crean condiciones temporales y locales en los primeros centímetros de suelo donde la desnitrificación puede establecerse.

- **pH:** la tasa de desnitrificación total, bajo condiciones de campo, y la actividad enzimática desnitrificadora están influenciadas por el pH predominante del suelo: en suelos ácidos son menores que en suelos neutros o ligeramente alcalinos. Una composición del suelo neutra o ligeramente alcalina, rango óptimo de pH entre 7.0 y 8.0, promueve la desnitrificación por el efecto sobre la actividad biológica bacteriana del suelo. En niveles de pH por debajo de 5.5, se pueden encontrar niveles tóxicos de Al y Mn que pueden limitar la actividad microbiana. El efecto del pH puede ser indirecto, ya que la disponibilidad de carbono orgánico y la mineralización de nitrógeno disminuyen bajo condiciones ácidas, teniendo como resultado una disminución en la comunidad microbiana y consecuentemente, un menor componente desnitrificador (Šimek y Cooper, 2002).

- **Textura del suelo:** los suelos arcillosos poseen mayores pérdidas por desnitrificación que los arenosos, ya que en los primeros tanto la actividad biológica como la fertilidad química del suelo suelen ser mayores. Los suelos arenosos no poseen la habilidad de volverse anaeróbicos debido a la gran difusividad relativa del aire en el suelo, mientras suelos más arcillosos son más susceptibles a la anaerobiosis debido a su baja difusividad relativa, (Maag, 1995). En general, suelos más arcillosos poseen mayores cantidades de materia orgánica y por ende, mayor actividad microbiana (más sustratos carbonados). Vinther, (1992) calculó una pérdida anual de 0.6 kg $N-N_2O/ha$ a partir de un suelo arenoso grueso y concluyó que las pérdidas por desnitrificación en este suelo fueron de 2.5 a 25 veces menores que en suelos de turba arenosas (Maag, 1995).

- **Porosidad:** más que la porosidad, lo que afecta a la desnitrificación es el grado de aireación del suelo. La actividad desnitrificante se vuelve insignificante a 20-30% de poros llenos de aire o AFP (por sus siglas en inglés Air-Filled Porosity), lo cual concuerda con los resultados de algunos trabajos (Klemetsson et al., 1991; Linn & Doran, 1984; Myrold & Tiedje, 1985) donde ocurrió baja desnitrificación en condiciones de espacios de poros llenos de agua por debajo de 70-80%, (Maag, 1995). Normalmente se piensa que la desnitrificación tiene su óptimo por encima del 60% de los poros llenos de agua o WFPS (por sus siglas en inglés Water Filled Pore Space). Lowrance et al. (1998) encontraron que la tasa de desnitrificación está positivamente correlacionada con el porcentaje WFPS y el porcentaje de humedad del suelo, a un nivel de significancia de 0.0001, con un coeficiente de correlación de Pearson 0.25 y 0.32, respectivamente.
- **Cultivos:** estos afectan a la dinámica del agua y a los nutrientes, por lo tanto modifican el proceso de desnitrificación. Estudios recientes en cultivos de trigo y maíz concluyeron que las pérdidas de nitrógeno, vía desnitrificación, son mayores al comienzo del ciclo del cultivo. Esto se debe a que la siembra directa incrementa el contenido de agua útil al comienzo del ciclo del cultivo, que en combinación con mayores niveles de nitratos iniciales, determinan un aumento en la cantidad de N que se pierde por desnitrificación. A medida que el cultivo se desarrolla consume más agua y va reduciendo la posibilidad de que se presenten fenómenos de anegamiento. Así mismo, la disponibilidad de nitratos también se va reduciendo progresivamente a medida que el cultivo crece. Estudios muestran que las pérdidas de N_2O o $N_2O + N_2$ son mayores a partir de campos no labrados que de campos con labrado convencional. Aulakh et al. (1984^a) estimaron las pérdidas de $N_2O + N_2$ de un cultivo con labrado convencional y sin labrado entre 3-7 y 12-16 kg N/ha/año, respectivamente (tomado de Haynes, 1986). En el área de Beijín, el maíz crece en verano, que es cálido y húmedo, y el trigo en invierno y primavera que son fríos y secos. La tasa más alta de desnitrificación corresponde a la temporada de crecimiento del maíz y la más baja a la temporada de crecimiento del trigo, pudiendo esto ser atribuido mas a las características climáticas de la zona que al cultivo (Zou et al., 2006).

3.2.4. ADSORCIÓN / DESORCIÓN DEL AMONIO.

El uso de fertilizantes de liberación de NH_4^+ debería ser preferido debido a que el amonio es menos móvil que los nitratos. Para mejorar la eficiencia de la aplicación de fertilizantes, es esencial entender el comportamiento del amonio en el suelo, la disponibilidad de nitrógeno para la toma por las plantas y los procesos de lixiviación que están relacionados con la capacidad de adsorción y desorción del amonio del suelo (Wang et al., 2000).

El amonio se presenta en el suelo en forma adsorbida y disuelta. Es necesario conocer las cantidades presentes en cada una de estas formas debido a que el amonio disuelto participa en procesos importantes del ciclo del nitrógeno como son la volatilización del amoníaco y la nitrificación, mientras que el amonio adsorbido en el suelo no lo hace directamente.

La adsorción entre las interfases sólida y líquida del amonio se presenta por medio de la adsorción física o química. Durante la adsorción física actúan dos tipos de fuerzas entre las partículas del adsorbido (amonio) y el adsorbente (suelo):

Fuerzas de Van der Waals: pueden considerarse como las fuerzas que actúan entre los dipolos creados en la superficie y los dipolos existentes en el amonio. Estas fuerzas dependen del inverso del cuadrado de la distancia.

Fuerzas electrostáticas: si el compuesto adsorbido y el adsorbente tienen cargas opuestas, entonces puede generarse una fuerza atractiva.

Durante la adsorción física se pueden producir varias capas de adsorción en la superficie adsorbente. No existe ninguna razón para que no se forme una segunda capa después de haberse formado la primera, además puede haber procesos inversos de desorción ya que la adsorción física es un proceso reversible (Clark, 1996).

En la adsorción química en cambio, se considera que es la unión de un elemento químico (en este caso el amonio) y el adsorbente por medio de un enlace covalente, dando lugar a una sola capa del elemento adsorbido en la superficie. La adsorción química puede ser más lenta que la física. Si la reacción química es lenta puede necesitar energía de activación y no ser reversible.

Ambos tipos de adsorción pueden ocurrir simultáneamente, por lo tanto, los resultados experimentales no indican claramente cual de los dos tipos de adsorción está sucediendo.

Suelos arcillosos con alto contenido de materia orgánica, tienen predominio de cargas negativas que son capaces de atraer y retener cationes cargados positivamente (Ca^{2+} , K^+ , y NH_4^+) por el proceso de intercambio de cationes. La carga negativa total en los suelos representa su habilidad para retener iones cargados positivamente (Capacidad de Intercambio de Cationes, con sus siglas en inglés CEC). El intercambio de cationes es un proceso reversible, en el cual los cationes en la solución del suelo están en equilibrio dinámico con los contenidos en los sitios de intercambio. Los cationes intercambiables están por lo tanto disponibles para las plantas. El NH_4^+ intercambiable es la forma del nitrógeno disponible para las plantas y por lo tanto, está efectivamente protegida contra la lixiviación. Pérdidas

importantes por lixiviación de NH_4^+ solo se presentan en suelos con capacidad intercambiable de cationes muy baja, (Haynes, 1986).

Grageda-Cabrera et al. (2000), realizaron un diseño experimental con un arreglo factorial de tres parámetros (suelo, humedad y fuente de nitrógeno). En dicho trabajo encontraron que la acumulación de amonio en el suelo dependía de la fuente de nitrógeno, siendo mayor cuando se aplicaba urea que cuando se fertilizaba con KNO_3 o se dejaba sin abonado. También encontraron que la concentración de amonio era mayor para una condición de humedad de 1.33 de la Capacidad de Campo que para la condición de 0.66 de la Capacidad de Campo, debido a que la nitrificación es un proceso aerobio, la disponibilidad de oxígeno es un factor limitante.

Wang et al. (2000), encontraron una fuerte adsorción y desorción del amonio para horizontes con alto contenido de carbono orgánico. El carbono orgánico está positivamente correlacionado con la capacidad potencial del suelo de almacenamiento de amonio y con el amonio lábil en el suelo.

El amoniaco y los iones amonio son compuestos que normalmente se encuentran en las aguas residuales, causan malos olores y muchas enfermedades. Por esta razón se ha estudiado a fondo su eliminación de las aguas por medio de la adsorción en diferentes sustratos sólidos como los minerales arcillosos de silicato. Para hacer inferencias de la cantidad de material adsorbido en la interfase del adsorbante, se realizan ensayos de laboratorio, a temperatura constante, variando la concentración de la solución patrón y se representa mediante las isotermas de adsorción (ver apartado 3.3.5.). En la mayoría de estudios, la adsorción del ión amonio en superficies de silicatos y zeolitas son generalmente examinadas con la Isoterma de Langmuir y Freundlich (Balci, 2004).

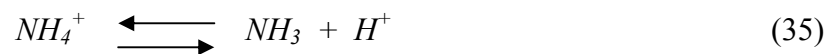
3.2.5. VOLATILIZACIÓN DEL AMONIO.

La volatilización y la desnitrificación son los procesos mediante los cuales el nitrógeno vuelve a la atmósfera. La volatilización es el proceso de pérdida de nitrógeno del suelo como amoníaco, que es uno de los agentes causantes de la lluvia ácida. Este mecanismo de pérdida de nitrógeno se consideraba inferior a las pérdidas por desnitrificación, pero se ha demostrado que sus pérdidas pueden ser importantes cuando la fuente de nitrógeno es amoniacal, por ejemplo los purines.

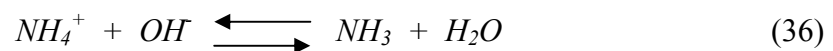
Las emisiones acumuladas de NH_3 varían entre 15 y 50% del nitrógeno total amoniacal aplicado. Las emisiones de purín vacuno son significativamente mayores que las

de purín de cerdo, debido a su alta viscosidad y contenido de materia seca, así mismo, la infiltración más profunda del purín de cerdo comparada con la de vacuno, reduce significativamente sus emisiones (de Jonge et al. 2004). Saarijärvi et al. (2006) calcularon unas emisiones totales de NH_3 en un pastizal en 16.1 Kg $\text{N-NH}_3/\text{ha}$, teniendo en cuenta los porcentajes relativos cubiertos con aplicación de orina y estiércol (17% y 4%, respectivamente) en una estación de investigación en Finlandia, donde aproximadamente el 96% de dichas emisiones totales fueron originadas por la orina.

El proceso de volatilización comienza cuando el NH_4^+ (disuelto) en medio alcalino deja de estar en equilibrio con el NH_4^+ (adsorbido) intercambiabile del suelo y comienza a formar NH_3 (disuelto) en la solución de suelo según la ecuación:



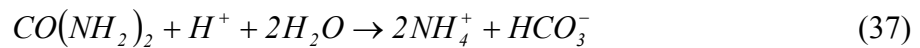
O como muchas veces se escribe de forma simplificada:



El aumento en la concentración de NH_3 soluble provoca un aumento en la presión de NH_3 gas, por tanto la pérdida de NH_3 gas está directamente relacionada con la diferencia de presión parcial entre NH_3 soluble y NH_3 gas. Debido a que la concentración de NH_3 gas es baja y relativamente constante, la tasa de volatilización de amoníaco en solución está directamente relacionada con la concentración de NH_3 soluble, la cual está a su vez determinada por el pH y por la concentración de NH_4^+ . Por lo tanto, las pérdidas por volatilización pueden ocurrir cuando existan concentraciones de NH_4^+ altas cerca de la superficie del suelo. Esto generalmente ocurre cuando se aplican grandes cantidades de fertilizantes amoniacales o materia orgánica en suelos alcalinos o cuando se concentra un fertilizante alcalino amoniacal en un volumen pequeño.

La urea aplicada al suelo, es rápidamente hidrolizada por la enzima ureasa a amonio e iones bicarbonato. Esto incrementa el pH del suelo cerca de la superficie y promueve las pérdidas de NH_3 por volatilización. La cantidad de amonio volatilizado depende de muchos factores, entre ellos las condiciones atmosféricas, la cantidad de urea aplicada, la tasa de hidrólisis de la urea, el pH inicial, la capacidad de regulación del suelo, el nivel de humedad del suelo y la profundidad de aplicación. La tasa de hidrólisis se incrementa al aumentar la temperatura.

En suelos con pH mayores de 6.3, cuando se agrega urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) al suelo, esta sufre un proceso de hidrólisis, generando amonio (NH_4^+) y anión bicarbonato (HCO_3^-):



Si el pH es menor que 6.2, la hidrólisis de la urea es la siguiente:

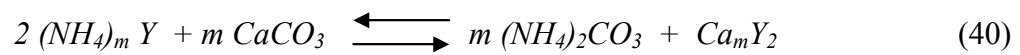


El amonio liberado en la hidrólisis de la urea queda en equilibrio dinámico con el amoniaco de la atmósfera:

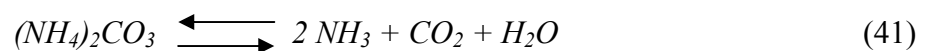


La hidrólisis genera un incremento significativo del pH alrededor del gránulo de la urea al consumir protones. Este incremento del pH desplaza el equilibrio del amonio y del amoniaco favoreciendo la volatilización del NH₃ a la atmósfera.

En suelos calcáreos (con concentraciones CaCO₃) se ha encontrado que se favorece las pérdidas de NH₃. La ecuación de volatilización para estos suelos es la siguiente:



Donde Y es el anión asociado y m es el cociente estequiométrico. El carbonato de amonio es inestable y se descompone para producir NH₃ según la siguiente reacción:



El proceso de volatilización se encuentra afectado tanto por factores del suelo como atmosféricos y de manejo de los fertilizantes:

- **El pH:** es uno de los factores que más influye en la volatilización, ya que el incremento del pH es el factor desencadenante de la volatilización del NH₃. Suelos con pH's altos (suelos alcalinos o salino-alcalinos) volatilizan más que los suelos agrícolas con pH moderadamente ácidos. La volatilización varía entre 0% para un pH = 5 y 36% para un pH = 9. En algunos casos sin embargo las pérdidas serán independientes del pH del suelo. Este es el caso de los vertidos de purín, ya que al estar compuestos principalmente por urea, al disolverse, el pH alcalino que se forma alrededor de las partículas que se están disolviendo es más importante que el pH del suelo. Las pérdidas de NH₃ nunca son completas porque en cuanto más NH₃ se volatilice más se acidifica el suelo ya que se producen hidrogeniones, provocando un descenso del pH y finalmente

puede detenerse esta reacción. Sierra et al. (2001) concluyó que las pérdidas por volatilización en su estudio de enmiendas con aguas residuales fueron muy bajas debido principalmente al lixiviado de NH_4^+ de las partículas del fango y la acidez del suelo que limita la formación de NH_3 en los primeros centímetros del suelo.

- **La temperatura:** es un regulador de cualquier actividad biológica, por lo que la actividad microbiana productora de la enzima ureasa depende directamente de este parámetro. La incidencia de este factor es considerable cuando las temperaturas superan los 18 y 20°C. El incremento de la temperatura del suelo tiende a aumentar las pérdidas por volatilización porque la velocidad de difusión de NH_3 soluble a NH_3 gas es mayor. En general, el aumento de la temperatura incrementa la velocidad de reacción pero no la cantidad total de amoníaco volatilizado. Lo cual es ratificado por los ensayos de Martínez et al. (1995), que comprobaron que la magnitud de la volatilización durante las 6 horas posteriores a la aplicación era del 83 % cuando el purín se aplicaba a mediodía y sólo del 42 % cuando se aplicaba por la tarde. Bolado et al. (2003), encontraron que tanto la temperatura como la humedad afectan drásticamente la cantidad de amonio volatilizado, encontrando que el coeficiente cinético aumenta sensiblemente con la temperatura, especialmente para contenidos altos de humedad. Billings et al. (2002) encontró que tanto los datos de flujos de N_2O como los de volatilización del NH_3 sugieren que el ciclo del nitrógeno en el desierto de Mojave (Estados Unidos) puede estar limitado por las temperaturas del suelo cuando existe humedad en el suelo.

- **El tipo de suelo:** se ha observado que las pérdidas de urea son mayores en suelos arenosos que en suelos arcillosos, debido a la diferencia en la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) entre ambos tipos de suelo. La CIC afecta la volatilización del amonio debido a que el amonio que se libera en la hidrólisis de la urea queda retenido en los sitios de intercambio catiónico, provocando menor disponibilidad del catión para ser volatilizado. Suelos más pesados, con mayor contenido de arcilla y/o materia orgánica poseen mayor capacidad de intercambio catiónico. A mayor CIC, mayor proporción de NH_4^+ quedará adsorbido en el suelo y por tanto las pérdidas de amoníaco serán menores. Los resultados obtenidos por Billings et al. (2002) sugieren que la volatilización del NH_3 puede ser uno de los componentes más importantes de las emisiones gaseosas de nitrógeno en suelos áridos.

- **Humedad del suelo:** los estudios realizados sobre el efecto de la humedad en los procesos de volatilización muchas veces arrojan resultados contradictorios, quizás debido a que los demás factores no se mantienen a niveles constantes. Por ejemplo, Saarijärvi et al. (2006) encontraron que la volatilización a partir de la aplicación de estiércol y orina de

vaca en Finlandia, fue máxima con el suelo seco y altas temperaturas durante la tarde. Las pérdidas por volatilización cuando se aplican fertilizantes sólidos a suelos con baja humedad no son significativas, ya que no alcanzan a disolverse. Las mayores pérdidas de amoníaco se producen en suelos con altos contenidos de humedad en proceso de secado. La volatilización de NH_3 puede realizarse sin pérdida conjunta de agua, sin embargo se ha encontrado que la pérdida de agua aumenta la volatilización de amoníaco al incrementar la concentración de NH_3 (soluble) y evitar la nitrificación, (Hynes, 1986).

- **Velocidad del viento:** el viento disminuye la presión del NH_3 gas sobre el suelo y por tanto facilita el paso de NH_3 soluble a NH_3 gas. El aumento de la velocidad del viento puede incrementar la tasa de volatilización al promover un rápido transporte del NH_3 fuera de la interfase aire-suelo.
- **Dosis de fertilizante y/o abono nitrogenado:** cuanto mayor sea la dosis, más amonio será producido y por tanto la volatilización del NH_3 será cuantitativamente más significativa. Se ha encontrado una relación lineal entre la tasa de aplicación del fertilizante y las pérdidas totales de NH_3 . La toma por las plantas, la nitrificación, desnitrificación, percolación, inmovilización y fijación de NH_4^+ introducen cambios en la concentración de amonio en solución en el suelo, afectando la cadena de equilibrio que determina la amplitud de dichas pérdidas por volatilización.
- **Modo de aplicación del fertilizante:** las aplicaciones del fertilizante, en nuestro caso el purín, inyectado a una profundidad de 4-7 cm, hace que las pérdidas oscilen entre el 0-5% porque el NH_4^+ queda retenido en el suelo. Por lo tanto, si se quiere promover las pérdidas de nitrógeno por volatilización, la aplicación debe ser en superficie. Sierra et al. (2001), encontró que la volatilización con aplicación subsuperficial era insignificante comparada con los 35 kg N/ha perdidos aplicando la misma cantidad de nitrógeno de forma superficial. El riesgo de volatilización del purín es mayor cuando se aplica a voleo en la superficie del suelo durante tiempo seco y ventoso (Saarijärvi et al. 2006).
- **Contenido en materia seca:** el alto contenido en materia seca de los purines dificulta su infiltración, dejando mayor NH_4^+ disponible para la volatilización.

Las tasas de volatilización de amonio son mayores en las primeras cuatro horas después de la aplicación del purín. Para el periodo de 24-48 horas después de la aplicación, la tasa de volatilización disminuye en promedio a solo 5% de las tasas iniciales (de Jonge et al. 2004). Somer y Jacobsen (1999), también encontraron que las tasas de pérdida de amonio fueron máximas durante las primeras 24 horas después de la aplicación del purín y

disminuyeron a partir de entonces. Saarijärvi et al. (2006) también encontraron que el 80% de las emisiones totales de NH_3 ocurrieron durante las primeras 48 horas después de la aplicación de estiércol y orina de vaca en Finlandia y se presentó un ritmo claramente diurno. Martínez et al. (1995), llevaron a cabo 18 ensayos entre febrero y noviembre de 1993 para cuantificar la importancia de los diversos factores que afectan a la volatilización y sacaron como conclusión que aproximadamente el 75% del amonio volatilizado se producía durante las 15 horas posteriores a la aplicación. La temperatura del aire y del suelo son los factores que más influyen en la volatilización del amonio, siguiéndole el contenido en materia seca y finalmente el nitrógeno amoniacal total aplicado a la parcela, siguiendo todos ellos una dependencia lineal.

3.3. MODELACIÓN CLÁSICA DEL CICLO DEL NITRÓGENO Y VARIACIONES ACTUALES.

Los modelos del ciclo del nitrógeno en el suelo se pueden clasificar en modelos científicos, predictivos y para propósitos de gestión. Los modelos científicos describen en detalle todos los procesos y mecanismos que pueden ser importantes utilizando todos los conocimientos disponibles. Las expresiones matemáticas que describen los procesos del ciclo del nitrógeno en profundidad son acopladas en un gran sistema, el modelo de simulación. En cambio, los modelos predictivos y de gestión son desarrollados analizando los resultados obtenidos en los últimos años y no por medio de una consideración conceptual de los procesos.

Se han realizado diversos ensayos de laboratorio para tratar de modelar por medio de cinéticas de distinto orden, principalmente de primer orden, el ciclo del nitrógeno a través de constantes que representan los principales procesos como son la mineralización, nitrificación, desnitrificación y toma de nitrógeno por las plantas, a su vez que miden la dependencia de cada uno de estos procesos al contenido de agua, la temperatura del suelo y otros factores.

La mayoría de los modelos representan las transformaciones de las formas nitrogenadas como procesos de primer orden, lo cual significa que el flujo desde la primera fuente a la segunda es proporcional a la cantidad q de material restante en la primera fuente. Comúnmente es representado por la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dq}{dt} = -Kq \quad (42)$$

Alternativamente, puede ser expresado como la solución de la ecuación diferencial anterior, requiriéndose el valor inicial q_0 al principio del periodo de tiempo:

$$q = q_0 \exp(-kt) \quad (43)$$

Otra alternativa usada en simulaciones con paso de tiempo muy corto, es expresar el cambio δq sobre el paso de tiempo δt así:

$$\partial q = -q_0 \{1 - \exp(-k\delta t)\} \quad (44)$$

Para tener en cuenta la sensibilidad de este proceso a los factores ambientales como temperatura, humedad del suelo, etc., el coeficiente de tasa de transformación K para cada proceso en particular, se multiplica por una función de respuesta para cada uno de dichos factores.

A continuación se explicarán algunas funciones de respuesta para cada factor tenido en cuenta por los modelos estudiados en esta investigación:

- **Modelo SOILN:**

El modelo **SOILN**, desarrollado por la universidad Sueca de Ciencias Agrícolas (Johnsson et al., 1987; Eckersten et al., 1998), representa la función de respuesta a la temperatura del suelo e_t basada en la expresión Q_{10} comúnmente utilizada para las reacciones químicas:

$$e_t = \begin{cases} \frac{T-T_b}{Q_{10}^{10}} & (T \geq T_{lim}) \\ \frac{T}{T_{lim}} Q_{10}^{\frac{T-T_b}{10}} & (T < T_{lim}) \end{cases} \quad (45)$$

Donde:

e_t es la función de respuesta a la temperatura []

Q_{10} es la respuesta al cambio en 10°C en la temperatura del suelo []

T es la temperatura del suelo (°C)

T_b es la temperatura base (°C) en la cual $e_t = 1$

T_{lim} es el umbral de temperatura (°C) debajo del cual la respuesta a la temperatura es una ecuación lineal función de la temperatura.

Para este modelo, el efecto del contenido de agua en el suelo difiere entre los procesos. La función general de respuesta para todos los procesos, excepto para la desnitrificación, se basa en la hipótesis de que la actividad decrece en cada lado del rango óptimo del contenido de agua en el suelo, así:

$$e_m = \begin{cases} \left(\frac{\theta - \theta_W}{\theta_{lo} - \theta_W} \right)^m & (\theta_W \leq \theta < \theta_{lo}) \\ 1 & (\theta_{lo} \leq \theta < \theta_{hi}) \\ e_s + (1 - e_s) \left(\frac{\theta_s - \theta}{\theta_s - \theta_{hi}} \right)^{m1} & (\theta_{hi} \leq \theta < \theta_s) \end{cases} \quad (46)$$

Donde:

θ_s es el contenido de agua en saturación (%)

θ_{hi} y θ_{lo} son los contenidos de agua, alto y bajo, para los que e_m es igual a la unidad (%)

θ_W es el contenido mínimo de agua para que se active el proceso (%)

e_s es un coeficiente que define la función de respuesta del agua del suelo a la saturación []

m y $m1$ son constantes empíricas [].

El rango óptimo se define con los dos umbrales calculados de la siguiente manera:

$$\theta_{lo} = \theta_W + \Delta\theta_1 \quad (47)$$

$$\theta_{hi} = \theta_s - \Delta\theta_2 \quad (48)$$

Donde $\Delta\theta_1$ (%) es el rango volumétrico de contenido de agua donde la respuesta se incrementa y $\Delta\theta_2$ (%) donde la respuesta decrece.

Para la desnitrificación, la función de respuesta es la siguiente:

$$e_t = \begin{cases} 0 & (\theta \leq \theta_d) \\ \left(\frac{\theta - \theta_d}{\theta_s - \theta_d} \right)^{d_1} & (\theta > \theta_d) \end{cases} \quad (49)$$

Donde θ_d (%) es el umbral de contenido de agua para que la desnitrificación tenga lugar y d_1 es una constante empírica [].

• **Modelo ANIMO:**

El modelo *ANIMO* desarrollado por Winand Starling Center for Integrated Land Soil and Water Research, Wageningen en Holanda, concluye que la temperatura tiene un gran efecto en los procesos de descomposición de la materia orgánica. Asume que la tasa de reacción, $r(T)$, se incrementa con la temperatura del suelo (T) en el rango de 0 a 26°C siguiendo la ecuación de Arrhenius:

$$r(T) = Z \exp\left(-\frac{a}{T + 273}\right) \quad (50)$$

Donde Z y a son constantes. Adoptan un acercamiento con la temperatura relativa para incorporar esta ecuación en la función de respuesta a la temperatura e_t , comparando la temperatura actual del suelo en la capa (T) con la temperatura media en la capa (\bar{T}):

$$e_t = \exp\left\{-9000\left(\frac{1}{T + 273} - \frac{1}{\bar{T} + 273}\right)\right\} \quad (51)$$

Cuando T está por debajo de cero, e_t es igual a cero.

En ANIMO el efecto del contenido de agua en el suelo se expresa reduciendo las constantes de cada proceso por un factor dependiente del potencial métrico expresado como pF (Log_{10} del potencial métrico en centímetros de agua).

• **Modelo Daisy:**

El modelo Daisy desarrollado por The Royal Veterinary and Agricultural University de Dinamarca, expresa el efecto de la temperatura como una ecuación lineal o exponencial, dependiendo del rango de temperatura, principalmente porque las temperaturas en Dinamarca predominan entre 0 y 20°C, las cuales están por debajo de la temperatura óptima para la mineralización. La siguiente es la expresión para el efecto de la temperatura en las tasas de descomposición basada en datos experimentales para el rango de temperatura entre 0 y 40°C:

$$e_t = \begin{cases} 0 & (T < 0^\circ\text{C}) \\ 0.10T & (0^\circ\text{C} < T \leq 20^\circ\text{C}) \\ \exp(0.47 - 0.027T + 0.00193T^2) & (T > 20^\circ\text{C}) \end{cases} \quad (52)$$

También tienen una ecuación para la nitrificación para diferentes rangos de temperatura:

$$e_t = \begin{cases} 0 & (T < 2^\circ\text{C}) \\ 0.15(T - 2) & (2^\circ\text{C} < T \leq 6^\circ\text{C}) \\ 0.10T & (6^\circ\text{C} < T \leq 20^\circ\text{C}) \\ \exp(0.47 - 0.027T + 0.00193T^2) & (20^\circ\text{C} < T < 40^\circ\text{C}) \end{cases} \quad (53)$$

El modelo DAISY expresa el efecto del contenido de agua en el suelo para la descomposición y nitrificación en términos del potencial métrico:

$$e_m = \begin{cases} A_1 & (\psi \geq -10^{-1}) \\ A_1 + \frac{A_2 \log(10\psi)}{1.5} & (-10^{-1} > \psi > -10^{0.5}) \\ 1.0 & (-10^{0.5} \geq \psi \geq -10^{1.5}) \\ A_3 - \frac{\log(10\psi)}{A_4} & (-10^{1.5} > \psi > -B_1) \\ 0.0 & (\psi \leq -B_1) \end{cases} \quad (54)$$

Donde:

ψ es el potencial métrico [mH₂O]

A₁ a A₄ son constantes []

B₁ es el umbral del potencial métrico [].

Para desnitrificación, el efecto del contenido de agua en el suelo se expresa en términos del grado de saturación X_w (tasa entre el contenido de agua y el contenido de agua en saturación en el suelo):

$$e_m = \begin{cases} 0 & (x_W \leq x_1) \\ x \frac{x_W - x_1}{x_2 - x_1} & (x_1 < x_W < x_2) \\ x + (1-x) \frac{x_W - x_2}{1 - x_2} & (x_2 \leq x_W \leq 1) \end{cases} \quad (55)$$

Donde x , x_1 y x_2 son constantes.

• **Modelo SUNDIAL:**

En el modelo **SUNDIAL** (Rothamstead Nitrogen Turnover Model), se tienen en cuenta tres factores que afectan las tasas de descomposición en cada compartimiento. La temperatura se expresa como un proceso de primer orden:

$$e_t = \frac{47.9}{1 + \exp\left(\frac{106}{T_W + 18.3}\right)} \quad (56)$$

Donde T_W es la temperatura media semanal del aire (°C).

La función que utilizan para tener en cuenta el efecto del contenido de agua en el suelo es la siguiente:

$$e_m = 1 - \left(1 - e_{m0}\right) \frac{\gamma_c - \gamma_i}{\gamma_f - \gamma_i} \quad (57)$$

Donde:

γ_c es el déficit de agua calculado en cada capa (mm)

γ_i es el agua retenida entre la capacidad de campo y una tensión de 100kPa (mm) en esa capa

γ_f es la capacidad de retención de agua disponible en la capa (mm)

e_{m0} es el valor de la función en el punto de marchitez (tensión de 1500 kPa) que se asume igual a 0.6.

• **Modelo CANDY:**

En el modelo *CANDY*, desarrollado por el Leipzig-Halle Environmental Research Centre (UFZ) en Alemania, se tienen en cuenta tres factores que afectan las tasas de descomposición de las formas nitrogenadas. La función de temperatura (que también es usada para la ecuación de desnitrificación) se expresa como una función Q_{10} :

$$e_t = \begin{cases} \frac{T-35}{Q_{10}^{10}} & (T \leq 35^{\circ}C) \\ 1 & (T > 35^{\circ}C) \end{cases} \quad (58)$$

El efecto de la humedad del agua en *CANDY* para todos los procesos, excepto para la desnitrificación, tiene en cuenta dos funciones separadas para el contenido de agua en el suelo e_m y para la aireación del suelo e_a :

$$e_m = \begin{cases} 4 \cdot \frac{\theta}{\theta_s} \left(1 - \frac{\theta}{\theta_s}\right) & (\theta/\theta_s \leq 0.5) \\ 1 & (\theta/\theta_s \geq 0.5) \end{cases} \quad (59)$$

$$e_a = \exp \left(-10000 \cdot z \cdot \sqrt{\frac{S_t \cdot e_t \cdot e_m}{\varepsilon_a \cdot (\varepsilon_a - \varepsilon_p)}} \right) \quad (60)$$

Donde:

θ_s es el contenido de agua en saturación (%)

z es la profundidad de la capa de suelo (m)

ε_a es el espacio del poro lleno de aire (%)

ε_p es una constante

S_t es el parámetro de dependencia de la textura igual a la proporción en peso (%) de las partículas de diámetro menor que $6.3\mu\text{m}$.

Para la desnitrificación la función es la siguiente:

$$e_m = \begin{cases} 0 & (\theta \leq \theta_d) \\ \frac{\theta - \theta_d}{\theta_{fc} - \theta_d} & (\theta > \theta_d) \end{cases} \quad (61)$$

Donde:

θ es el contenido actual de agua en el suelo (%)

θ_{fc} es el contenido de agua a capacidad de campo (%)

θ_d es el umbral del contenido de agua para la desnitrificación (%) calculada como:

$$\theta_d = 0.627\theta_{fc} - 0.0267\theta_{fc}\varepsilon_{pv} \quad (62)$$

Donde ε_{pv} es el volumen de poro relativo.

• **Modelo AgriFlux2.0:**

El modelo AgriFlux2.0, “Logiciel d'évaluation des risques de contamination des eaux superficielles et souterraines reliés à l'épandage au champ d'engrais et de pesticides”, desarrollado por Olivier Banton, Marie Larocque (Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique), tiene en cuenta solo dos factores principales que modifican el ciclo del nitrógeno.

El factor multiplicativo que tiene en cuenta el contenido de agua en el suelo toma dos formas según la reacción tenga lugar en presencia de oxígeno (procesos aerobios de mineralización y nitrificación) o en ausencia de oxígeno, es decir contenidos de agua elevados (proceso anaerobio de desnitrificación).

En condiciones aerobias, Stanford y Epstein (1974), demostraron que la humedad óptima estaba cerca de la capacidad de campo y que la constante de reacción decrece linealmente a un lado y otro de este óptimo, así:

$$F_{\theta(aero)} = \begin{cases} \frac{\theta}{\theta_{cap}} & \theta < \theta_{cap} \\ \frac{\theta_{cap}}{\theta} & \theta > \theta_{cap} \end{cases} \quad (63)$$

Donde:

$F_{\theta(\text{aero})}$ es el factor del contenido de agua en el suelo para procesos aerobios []

θ_{cap} es la humedad del suelo a capacidad de campo [%]

θ es la humedad del suelo [%]

Para procesos anaerobios, la actividad microbiana solo tiene lugar cuando el contenido de agua está cerca de la saturación. La desnitrificación comienza cuando el contenido de agua está cerca a la capacidad de campo, siendo máxima en saturación:

$$F_{\theta(\text{anaero})} = \begin{cases} \frac{\theta - \theta_{\text{cap}}}{n - \theta_{\text{cap}}} & \theta > \theta_{\text{cap}} \\ 0 & \theta < \theta_{\text{cap}} \end{cases} \quad (64)$$

$F_{\theta(\text{anaero})}$ es el factor del contenido de agua en el suelo para procesos anaerobios [].

n es una constante.

El factor que representa la influencia de la temperatura del suelo es la misma para los procesos aerobios y anaerobios. Sigue una forma exponencial Q_{10} descrita por la siguiente ecuación:

$$F_{t(\text{exp})} = Q_{10}^{\frac{(T_{\text{sol}} - T_{\text{ref}})}{10}} \quad (65)$$

Donde:

$F_{t(\text{exp})}$ es el factor de tipo exponencial que tiene en cuenta la temperatura del suelo

Q_{10} es el factor multiplicativo de la velocidad para un aumento de temperatura de 10°C ($Q_{10} = 2$)

T_{ref} es la temperatura de referencia a la cual $F_{t(\text{exp})}$ vale 1 (20°C)

T_{sol} es la temperatura del suelo

3.3.1. MODELACIÓN DE LA MINERALIZACIÓN/INMOVILIZACIÓN DEL NITRÓGENO ORGÁNICO.

Debido a la gran variedad de fuentes de nitrógeno y propósitos de la modelación, cada modelo puede tener diferentes fuentes y formas de nitrógeno y tener en cuenta unos u otros procesos. El incremento del número de fuentes de nitrógeno puede algunas veces mejorar el

ajuste de los datos de incubación de la mineralización, pero esto también incrementa el grado de indeterminación de los parámetros (Wang et al., 2003).

La materia orgánica se divide en muchos componentes o compartimentos, clasificados como compartimentos de ciclos rápidos (por ejemplo residuos de plantas o abonado) y compartimentos de ciclos lentos, principalmente humus. En la Figura 1 se muestra un esquema general de los procesos de transformación (flujos) más importantes en los modelos dinámicos de nitrógeno aquí estudiados.

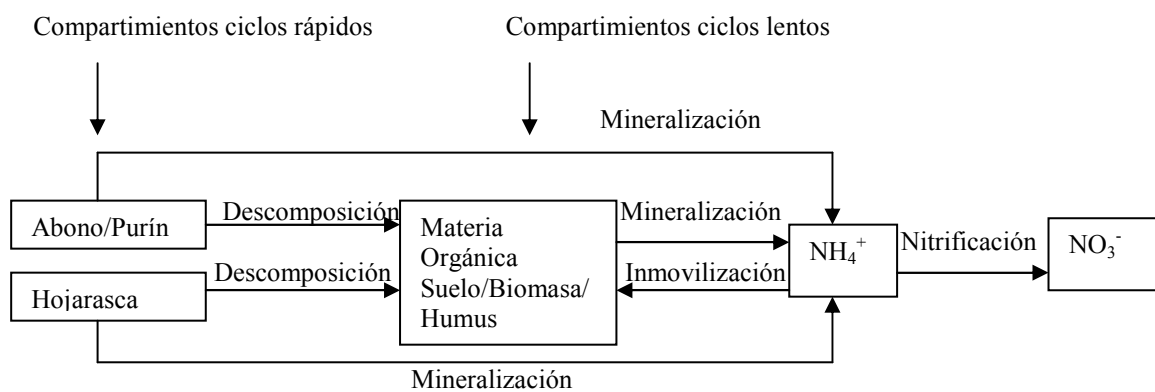


Figura 1. Representación simplificada de los procesos de descomposición y mineralización, tomado de Shaffer, (2001).

Los procesos de transformación del carbono que controlan las transformaciones del nitrógeno comúnmente se describen como descomposición, aunque se utilicen otros términos como humidificación para flujos específicos.

Basados en la división de las fuentes de nitrógeno, cada modelo tiene definida explícitamente una tasa de mineralización para dicha fuente de nitrógeno. El papel de los microorganismos o bacterias en los procesos de descomposición puede ser o no, expresado explícitamente. Para modelos más complejos se puede utilizar las Cinéticas de Monod, (Shaffer, 2001):

$$r_i = \frac{\mu_m C_i}{K_s + C_i} B \quad (66)$$

Donde:

r_i es la tasa de descomposición [M/L³/T]

C_i es el contenido de carbono en la fuente i [M/L³]

B es el tamaño de la biomasa microbiana [M/L³]

μ_m es la tasa máxima de mineralización [1/T]

K_s es la constante de semi saturación [M/L³]

Si no se considera el papel de los microorganismos, μ_m y B se pueden combinar para dar la forma de la cinética de Michaelis-Menten. La ecuación anterior se puede simplificar a una cinética de primer orden:

$$r_i = K_1 C_i \quad (67)$$

O a una cinética de orden cero:

$$r_i = K_0 \quad (68)$$

Donde K_1 [1/T] y K_0 [M/L³/T] son los coeficientes de orden uno y cero respectivamente, los cuales pueden ser modificados por temperatura, pH, O₂ y/o efectos microbianos. La suposición de cinética de orden uno o cero se debe a que existen ilimitados microorganismos para los procesos biológicos. El orden cero asume que las tasas de mineralización son independientes del tamaño de la fuente de carbono. La cantidad de nitrógeno relacionado se determina usualmente por la relación C:N de cada una de las fuentes.

A continuación se explican brevemente los flujos y transformaciones que se tienen en cuenta en los modelos estudiados.

- **Modelo SOILN:**

Los compartimentos de material orgánico corresponden a los de la Figura 1, con dos compartimentos del ciclo rápido que representan el abonado derivado de heces y hojarasca y un compartimento del ciclo lento que representa el material descompuesto estabilizado. La descomposición de las dos fuentes de ciclo rápido se realiza a una tasa C_{di} (g C/m²/d) y siguen el proceso estándar con el coeficiente K ajustado por las funciones temperatura del suelo y el contenido de agua explicadas anteriormente.

Los flujos del carbono se determinan por dos factores de asimilación, la constante de eficiencia de la síntesis f_e y la fracción de humidificación f_h . Dentro de los flujos se presenta una primera pérdida como CO₂ a la atmósfera contabilizada como $(1-f_e)$. Una segunda fracción de carbono $f_e(1-f_h)$, se vuelve parte de la biomasa microbiana, la cual también es considerada como material del ciclo rápido contenida en la fuente de hojarasca o heces original. Y la tercera parte, $f_h f_e$ es transferida al ciclo lento.

La tasa de transferencia de nitrógeno del compartimiento del ciclo rápido al del ciclo lento, N_{hi} (g N/m²/d) es la siguiente:

$$N_{hi} = \frac{f_e f_h C_{di}}{r_o} \quad (69)$$

Y la mineralización neta desde el compartimiento de ciclo rápido N_{ml} (g N/m²/d) es la siguiente:

$$N_{ml} = \left(\frac{N_i}{C_i} - \frac{f_e}{r_o} \right) C_{di} \quad (70)$$

Donde:

r_o es la relación C:N asumida de la biomasa descompuesta y de los productos de la humidificación []

C_i es el contenido de carbono en el compartimiento i [M/L²]

N_i es la masa de nitrógeno en el compartimiento i [M/L²]

C_{di} tasa de descomposición del carbono en el compartimiento i [M/L²/T]

f_h es la fracción de humidificación [1/T].

La inmovilización neta ocurre cuando $N_i/C_i < f_e/r_o$, pero esta tasa de inmovilización está limitada a la máxima fracción de nitrógeno mineral en el suelo.

La descomposición de la materia orgánica y la mineralización del nitrógeno, en la fuente de ciclo lento, sigue la ecuación estándar de cambio de primer orden, con el mismo coeficiente K ajustado por las funciones de temperatura y de contenido de agua en el suelo.

Este mismo modelo en su última versión, tiene la posibilidad de tener en cuenta la dinámica de la biomasa microbiana en el proceso de descomposición, incluyendo un compartimiento separado de biomasa microbiana. Esto es particularmente importante cuando se modela suelos forestales donde la relación C:N del humus es mayor que en suelos agrícolas.

La tasa de transferencia de nitrógeno a partir de la biomasa microbiana hacia el humus N_{hm} (g N/m²/d) es:

$$N_{hm} = f_h N_m \quad (71)$$

Y la tasa de mineralización neta desde la biomasa microbiana N_{nm} (g N/m²/d) es:

$$N_{nm} = C_{im} \frac{N_i}{C_i} - f_h N_m - \frac{f_e C_{im} - f_h C_m}{r_o} \quad (72)$$

Donde:

C_{im} es la ganancia microbiana de carbono desde el comportamiento [M/L²/T]

C_m es el contenido de carbono en la biomasa microbiana [M/L²]

N_m es el contenido de nitrógeno en la biomasa microbiana [M/L²]

• **Modelo ANIMO:**

La materia orgánica la divide en 4 categorías: parte orgánica de plantas y estiércol (llamada material orgánico fresco), exudación de raíces, materia/biomasa orgánica del suelo y material orgánico soluble.

• **Modelo DAISY:**

La materia orgánica la divide en 6 sub-categorías. Primero, en tres categorías principales como materia orgánica adicionada, biomasa microbiana y materia orgánica del suelo, y posteriormente, cada una de estas categorías las dividen en componentes del ciclo lento y del ciclo rápido, considerando que tienen diferentes tasas de descomposición y que siguen procesos de cinéticas de primer orden. Para la biomasa microbiana, el coeficiente K es la suma de los coeficientes de mantenimiento m^* y el coeficiente de índice de muerte d^* . Todos los coeficientes se multiplican por las funciones de temperatura y de contenido de agua en el suelo, dados por las ecuaciones (52) y (54). Los coeficientes de cambio para la materia orgánica del suelo y para el ciclo lento del compartimento de la biomasa microbiana se multiplican por la función del contenido de arcilla e_c , que representa la protección química y física de la materia orgánica contra la descomposición. La expresión es la siguiente:

$$e_c = \begin{cases} 1 - \sigma X_c & \left(0 < X_c < X_c^* \right) \\ 1 - \sigma X_c^* & \left(X_c \geq X_c^* \right) \end{cases} \quad (73)$$

Donde:

X_c es el contenido de arcilla (fracción)

X_c^* es el límite para el efecto del contenido de arcilla []

σ es un coeficiente []

La mineralización del nitrógeno está relacionada con las reservas de nitrógeno orgánico en el suelo, de la naturaleza de la materia orgánica y de la relación C:N, y se expresa como de la suma de los flujos de materia orgánica entre las sub-categorías:

$$N_{NH_4^+} - N = -\sum \frac{\Delta C_i}{(C:N)_i} \quad (74)$$

Donde:

ΔC_i es el incremento de carbono en la fuente i [$M/L^3/T$]

$(C:N)_i$ es la tasa C:N en la fuente i

Si la mineralización neta es negativa entonces ocurre la inmovilización, por lo tanto, el límite superior para la tasa de inmovilización se determina por la disponibilidad de nitrógeno inorgánico:

$$N_{NH_4^+}^{im} = K_{NH_4^+}^{im} \cdot N_{NH_4^+} \quad (75)$$

$$N_{NO_3^-}^{im} = K_{NO_3^-}^{im} \cdot N_{NO_3^-} \quad (76)$$

Donde:

$N_{NH_4^+}$ es la concentración de nitrógeno amoniacal en el suelo ($kg\ N/m^3$)

$N_{NO_3^-}$ es la concentración de nitratos en el suelo ($kg\ N/m^3$)

$K_{NH_4^+}^{im}$ y $K_{NO_3^-}^{im}$ son los coeficientes de velocidad de inmovilización para el nitrógeno amoniacal y nitratos respectivamente (s^{-1}).

• Modelo SUNDIAL:

La descomposición se representa por flujos entre tres compartimientos de carbono orgánico: hojarasca (RO), biomasa microbiana (BIO) y humus (HUM). El flujo desde cada compartimiento se representa por procesos de primer orden con constantes de cambio específicas para el flujo desde cada compartimiento. Cada flujo se divide, en una fracción α que se convierte en BIO, una fracción β que se convierte en HUM y el resto se convierte en

CO₂. Los coeficientes de cambio se multiplican por las funciones de temperatura y de contenido de agua en el suelo, dados por las ecuaciones (56) y (57). El efecto de la textura del suelo en la descomposición se obtienen ajustando las fracciones α y β respecto al contenido de arcilla en el suelo según la siguiente ecuación:

$$\frac{1 - \alpha - \beta}{\alpha + \beta} = 0.714 \{1.85 + 1.6 \exp(-0.997 X_c)\} \quad (77)$$

Donde X_c es el contenido de arcilla en la capa 0-50 cm (%) y α y β son constantes.

El contenido de nitrógeno para cada compartimiento se calcula desde un radio C:N apropiado y los procesos de mineralización e inmovilización se expresan de manera similar que en el modelo DAISY.

- **Modelo CANDY:**

La materia orgánica (carbón), se divide en tres compartimientos: Materia Orgánica Fresca de ciclo rápido (FOM), Materia Orgánica Reproductiva (REP) y Materia Orgánica del Suelo de ciclo lento (SOM). El carbono se mueve desde cada uno de los compartimientos de acuerdo a la tasa de reacción de primer orden con las constantes K_F , K_R y K_S , respectivamente, ajustadas por los factores ambientales dados por las ecuaciones (58), (59) y (60). La mineralización o inmovilización de nitrógeno tiene lugar para adaptarse con la transferencia de carbono entre compartimientos, teniendo en cuenta las diferentes relaciones C:N de cada compartimiento.

- **Modelo AgriFlux2.0:**

El modelo AgriFlux 2.0 representa la mineralización como una reacción de primer orden calculada día a día para las tres reservas de materia orgánica que contempla el modelo. Estas reservas son: la hojarasca (residuos vegetales de descomposición rápida), materia fecal (nitrógeno de origen animal de descomposición rápida) y el humus (residuos vegetales de descomposición lenta), utilizando las mismas ecuaciones para los tres tipos de reservas.

Los valores utilizados para cada una de las constantes de reacción (degradación de la hojarasca, del estiércol y del humus), se deben determinar bajo condiciones óptimas del contenido de agua (capacidad de campo) y de temperatura (20°C). Los factores multiplicativos ajustan las constantes de reacción según las variaciones de humedad y temperatura del suelo:

$$K'_{deg\ lit} = K_{deg\ lit} F_{\theta(aero)} F_{t(exp)} \quad (78)$$

$$K'_{hum} = K_{hum} F_{\theta(aero)} F_{t(exp)} \quad (79)$$

Donde:

$K_{deg\ lit}$ es la constante de degradación de la reserva de hojarasca (d^{-1})

$K'_{deg\ lit}$ es la constante de degradación de la reserva de hojarasca ajustada por la función del contenido de agua y de la temperatura del suelo (d^{-1})

K_{hum} es la constante de humidificación de la reserva de humus (d^{-1})

K'_{hum} es la constante de humidificación de la reserva de humus ajustada por la función del contenido de agua y de la temperatura del suelo (d^{-1})

La descomposición del carbono de la reserva de la hojarasca y el estiércol se representa como una reacción de primer orden. En la mineralización del carbono, cada reserva se corrige por la eficiencia de la mineralización. Una parte del carbono que se descompone de las dos reservas de descomposición rápida se transfiere hacia la reserva del humus. El flujo de nitrógeno que acompaña esta transferencia se calcula en función de la relación C:N del suelo suministrada por el usuario:

$$CDec_{lit} = litiereC \left(1 - \exp\left(-K'_{deg\ lit} * Idía\right) \right) \quad (80)$$

$$N_{Hum \rightarrow NH4+} = HumusN \left(1 - \exp\left(-K'_{hum} * Idía\right) \right) \quad (81)$$

$$CMin_{lit} = (1 - E_{Lit}) CDec_{lit} \quad (82)$$

$$CHum_{Lit} = E_{Lit} F_{Lit} \Rightarrow Hum CDec_{Lit} \quad (83)$$

$$NHum_{Lit} = \frac{CHum_{Lit}}{CN_{Sol}} \quad (84)$$

Donde:

C_{DecLit} es el carbono descompuesto de la reserva de hojarasca (kg C/ha)

$N_{Hum \rightarrow NH4+}$ es el nitrógeno mineralizado de la reserva de humus hacia la de amonio (kg N/ha)

C_{MinLit} es el carbono mineralizado de la reserva de hojarasca (kg C/ha)
 $CHum_{Lit}$ es el carbono humidificado de la reserva de hojarasca (kg C/ha)
 $NHum_{Lit}$ es el nitrógeno humidificado de la reserva de hojarasca (kg N/ha)
 E_{Lit} es la eficacia de la mineralización de la reserva de hojarasca
 $F_{Lit \Rightarrow Hum}$ es la fracción del nitrógeno descompuesto que pasa a la reserva de humus
 CN_{sol} es la relación C:N del suelo
 $LitiereC$ es el contenido de carbono de la reserva de hojarasca (kg C/ha)
 $HumusN$ es el contenido de nitrógeno de la reserva de humus (kg N/ha)

La mineralización neta es la suma de la mineralización y la inmovilización, que son dos fenómenos activos en sentidos opuestos. La mineralización excede generalmente a la inmovilización, la resultante de los dos procesos se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$N_{Lit \rightarrow NH_4^+} = \left(\frac{LitiereN}{LitiereC} - \frac{E_{Lit}}{CN_{sol}} \right) CDec_{Lit} \quad (85)$$

Donde:

$N_{Lit \rightarrow NH_4^+}$ es el nitrógeno mineralizado de la reserva de hojarasca hacia la reserva de amonio (kg N/ha)
 $LitiereN$ es el contenido de nitrógeno en la reserva de hojarasca (kg N/ha)

En la Tabla 7 se muestran los coeficientes de descomposición sugeridos por los modelos consultados y el tipo de fuente de nitrógeno o carbono al que se refieren.

Tabla 7. Constantes de velocidad de reacción para la descomposición de diferentes materiales, tomado de Shaffer, (2001) y * otros.

| MODELO | MATERIAL/COMPARTIMIENTO | | VALOR (d ⁻¹) |
|--|--|---|--------------------------|
| COMPARTIMIENTOS DE CICLO RÁPIDO | | | |
| SOILN | Hojarasca y biomasa microbial reciclada internamente | | 3.5X10 ⁻² |
| | Excrementos y biomasa microbial reciclada internamente (depende del abono) | | 3.5X10 ⁻² |
| | Hojarasca (especificando separadamente la fuente de biomasa microbial) | | 2.0X10 ⁻² |
| | Tasa de muerte de la biomasa microbial (global) | | 2.7X10 ⁻³ |
| | Tasa de muerte de la biomasa microbial (para la fuente de hojarasca) | | 2.05X10 ⁻³ |
| | Tasa de muerte de la biomasa microbial (para la fuente de humus) | | 6.85X10 ⁻⁴ |
| | SOILNNO | Hojarasca fácilmente descomponible | |
| | Hojarasca lentamente descomponible | | 5.0X10 ⁻² |
| ANIMO | Fracción 1 del purín (soluble) y parte soluble de la fracción 2 | | 8.2X10 ⁻² |
| | Fracción 2 del purín parte fresca (rápidamente descomponible) | | 2.7X10 ⁻³ |
| | Fracción 3 del purín (lentamente descomponible) | | 3.3X10 ⁻⁴ |
| | Residuos de cultivos | Rápidamente descomponible (0.9 del total) | 5.5X10 ⁻³ |
| | | Lentamente descomponible (0.9 del total) | 6.0X10 ⁻⁴ |
| DAISY | Raíces | | 1.0 |
| | Material de raíces | Parte del ciclo rápido | 7.0X10 ⁻² |
| | | Parte del ciclo lento | 7.0X10 ⁻³ |
| | Residuos de plantas de hierva de centeno, paja y purín | Parte del ciclo rápido | 5.0X10 ⁻² |
| | | Parte del ciclo lento | 5.0X10 ⁻³ |
| SUNDIAL | Rastrojo, paja (RO) | | 2.3X10 ⁻² |
| MATERIAL DE CICLO LENTO (HUMUS) | | | |
| SOILN | | | 7.0X10 ⁻³ |
| SOILNNO | Carbono humus | | 7.2X10 ⁻⁵ |
| ANIMO | | | 4.1-5.5X10 ⁻⁵ |
| DAISY | Estabilizado físicamente | | 1.4X10 ⁻⁴ |
| | Estabilizado químicamente | | 2.7X10 ⁻⁶ |
| SUNDIAL | | | 5.7X10 ⁻⁵ |
| BIOMASA MICROBIANA | | | |
| SOILN | Tasa de muerte (global) | | 2.7X10 ⁻³ |
| | Tasa de muerte (para todo el compartimiento) | | 2.05X10 ⁻³ |
| | Tasa de muerte (para la fuente de humus) | | 6.85X10 ⁻⁴ |
| SOILNNO | | | 1.0X10 ⁻³ |
| | | | 3.0X10 ⁻¹ |
| DAISY | Parte más dinámica | Mantenimiento | 1.0X10 ⁻² |
| | | Muerte | 1.0X10 ⁻² |
| | Parte menos dinámica | Mantenimiento | 1.0X10 ⁻² |
| | | Muerte | 1.0X10 ⁻³ |
| SUNDIAL | | | 1.8X10 ⁻³ |
| *AgriFlux2.0 | Constante de degradación de la hojarasca | | 0.001-0.1 |
| | Constante de degradación de heces | | 0.001-0.1 |
| | Eficacia de la síntesis microbiana en la hojarasca o las heces | | 0-1 |
| | Fracción del nitrógeno descompuesto que pasa a la reserva de humus | | 0-1 |
| | Constante de mineralización del humus | | 0.00001-0.001 |

3.3.2. MODELACIÓN DE LA NITRIFICACIÓN.

La gran mayoría de los modelos estudiados consideran que la nitrificación se rige por una cinética de primer orden, que engloba en una única constante, el paso de amonio (NH₄⁺) a

nitrito (NO_2^-) obviando el paso intermedio de nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-). Esta condición se considera aceptable puesto que en condiciones de pH neutras y en presencia de oxígeno en exceso, los nitritos son rápidamente oxidados a nitratos.

A continuación se mostrarán algunas funciones adicionales que modificarán las constantes de velocidad de la nitrificación en algunos modelos.

• **Modelo SOILN:**

SOILN considera la nitrificación como un proceso de primer orden, manejado por el exceso de amonio, asumiendo una tasa de equilibrio amonio:nitrato. Además de las funciones de temperatura y contenido de humedad del suelo, se puede multiplicar la constante de nitrificación por la función e_{pH} para el pH:

$$e_{pH} = \frac{pH - pH_{min}}{pH_{max} - pH_{min}} \quad (86)$$

Donde pH es el valor real del pH del suelo, pH_{max} es el valor del pH en el cual la nitrificación no se afecta por la acidez y pH_{min} es el valor en el cual la nitrificación es cero.

• **Modelo ANIMO:**

ANIMO utiliza la siguiente ecuación para calcular la tasa de producción neta de nitrato N_{nitri} en una capa específica, teniendo en cuenta el efecto de las condiciones anaeróbicas en la tasa de descomposición de NH_4^+ :

$$N_{Nitri} = 0.01 A_e K_N \theta_{av} N_{\text{NH}_4^+} - N_{\text{NO}_3^-} \rightarrow N_2O + N_2 \quad (87)$$

Donde:

A_e es la fracción aireada de la capa de suelo

K_N es la tasa de nitrificación específica bajo condiciones aeróbicas (d^{-1})

θ_{av} es el contenido de agua en la capa (%)

$N_{\text{NH}_4^+}$ es la concentración de nitrógeno amoniacal (kg/m^3)

La fracción aireada de la capa está dada por:

$$A_e = 1 - \left(1 - \pi R^2\right) \frac{\theta_r}{1047r} \quad (88)$$

Donde:

r es el radio promedio de los poros en la capa de suelo (m)

θ_r es la diferencia en contenido de agua entre la tensión de entrada del aire correspondiente al poro de radio más grande en la capa de suelo y la tensión promedio en la capa (%)

R es la distancia desde el centro del poro a la posición donde la concentración de oxígeno en el agua es igual a cero (m)

• **Modelos DAISY y CANDY:**

Estos dos modelos adoptan la ecuación desarrollada por Michaelis-Menten para calcular la tasa de nitrificación así:

$$N_{Nitri} = \frac{K_n^* N_{NH_4^+}}{C_{sh} + N_{NH_4^+}} \quad (89)$$

Donde

N_{Nitri} es la tasa de nitrificación (d^{-1})

K_n^* es la tasa máxima de nitrificación a 10°C y condiciones óptimas de contenido de agua en el suelo (d^{-1})

C_{sh} es la constante de semisaturación ($kg NH_4^+/m^3$)

$N_{NH_4^+}$ es la concentración de amonio en el suelo ($kg NH_4^+/m^3$).

• **Modelo SUNDIAL:**

La nitrificación se representa por medio de una cinética de primer orden, multiplicando la constante de nitrificación por las funciones de respuesta frente a la temperatura y la humedad del suelo.

• **Modelo AgriFlux 2.0:**

Para el modelo AgriFlux 2.0 la nitrificación sigue una ecuación de primer orden calculada día a día. La constante de nitrificación calculada corresponde a las condiciones óptimas de contenido de agua (capacidad de campo) y temperatura (20°C):

$$K'_{nit} = K_{nit} F_{\theta(aero)} F_{t(exp)} \quad (90)$$

$$N_{NH_4^+ \rightarrow NO_3^-(z)} = K'_{nit} * 1día \frac{NH_4^+(z) - NO_3^-(z)}{R_{NO_3^-/NH_4^+}} \quad (91)$$

Donde:

K_{nit} es la constante de nitrificación (d^{-1})

K'_{nit} es la constante de nitrificación ajustada en función del contenido de agua y de la temperatura del suelo (d^{-1})

$N_{NH_4^+ \rightarrow NO_3^-(z)}$ es la cantidad de nitrógeno nitrificada en la profundidad z (kg N/ha)

$NH_4^+(z)$ es el nitrógeno en forma de amonio presente en la profundidad z (kg N/ha)

$NO_3^-(z)$ es el nitrógeno en forma de nitratos presente en la profundidad z (kg N/ha)

$R_{NO_3^-/NH_4^+}$ es la relación nitratos/amonio en el suelo.

En la Tabla 8 se muestran los valores sugeridos para la nitrificación en los modelos estudiados:

Tabla 8. Parámetros para las funciones de nitrificación, tomado de Shaffer, 2001 y * otros.

| MODELO | PARÁMETRO | VALOR |
|--------------|---|----------------------|
| SOILN | Constante de nitrificación específica ($día^{-1}$) | 0.2 |
| | Radio Nitrato/Amonio en la función de nitrificación | 8 |
| SOILNNO | Constante de nitrificación específica ($día^{-1}$) | 0.05-0.5 |
| | Mínimo valor del radio $N_{NO_3}:N_{NH_4}$ para nitrificación | 50-1000 |
| ANIMO | Constante de nitrificación específica ($día^{-1}$) | 1.0 |
| DAISY | Constante de nitrificación específica ($día^{-1}$) | 5.0×10^{-3} |
| | Constante de semi-saturación (kgN/m^3) | 5.0×10^{-2} |
| *AgriFlux2.0 | Constante de nitrificación ($día^{-1}$) | 0.01-1 |

3.3.3. MODELACIÓN DE LA DESNITRIFICACIÓN.

Existen diferentes metodologías para desarrollar submodelos de desnitrificación dentro de los modelos del ciclo del nitrógeno: modelos de crecimiento microbiano, modelos estructurales del suelo y modelos simplificados. Los modelos de crecimiento microbiano

consideran la dinámica de los organismos microbianos responsables de los procesos del ciclo del nitrógeno. Los modelos estructurales del suelo consideran la difusión gaseosa de gases dentro y fuera de los agregados, consideran su distribución y la desnitrificación ocurre solo en zonas anóxicas de dichos agregados. Los modelos simplificados son más fáciles de usar y no consideran los procesos microbianos ni de difusión gaseosa. La desnitrificación se determina por parámetros fácilmente medibles como son el grado de saturación, la temperatura del suelo y el contenido de nitratos en el suelo.

Algunas veces, los modelos complejos son poco útiles o pueden introducir incertidumbre. Descripciones detalladas de los procesos de desnitrificación requieren muchos datos de entrada y no son siempre fáciles de obtener, por eso dichos modelos no son ampliamente usados (Heinen, 2006).

Heinen (2006), en su estudio sobre más de 50 modelos de desnitrificación, clasificó los modelos simples en dos categorías. En la primera se clasifican los modelos que describen la desnitrificación relacionada con la tasa de desnitrificación, la cual puede ser considerada como una medida de la descomposición de la materia orgánica. En la segunda se encuentran los modelos que describen la desnitrificación como un proceso cinético de primer orden.

La mayoría de los estudios que analizan los procesos de desnitrificación proponen procesos cinéticos de primer orden con variaciones en las funciones de temperatura y contenido de agua en el suelo, así:

• **Modelo SOILN:**

SOILN describe la desnitrificación como una función de respuesta a macro escala que integra los efectos que tienen lugar a nivel de micro escala. Es calculada como un proceso de cambio de orden cero desde una tasa potencial de desnitrificación, teniendo en cuenta las funciones de respuesta de la temperatura, concentración de nitratos en el suelo y el estado de aireación del suelo.

La tasa de desnitrificación ($\text{g N/m}^2/\text{d}$) se expresa de la siguiente manera:

$$N_{NO_3} \rightarrow N_2O + N_2 = K_d^* e_t e_m e_{NO_3^-} \quad (92)$$

Donde K_d^* es la tasa de desnitrificación potencial ($\text{g N/m}^2/\text{d}$) y $e_{NO_3^-}$ es la función de respuesta adimensional del contenido de nitrato:

$$e_{NO_3^-} = \frac{N_{NO_3^-}}{N_{NO_3^-} + C_s} \quad (93)$$

El efecto de los nitratos se controla por la constante de semi-saturación C_s (mg N/L) y la concentración de nitratos del suelo $N_{NO_3^-}$ (mg N/L).

• **Modelo ANIMO:**

El efecto de anoxia y desnitrificación en ANIMO se basa en la descripción de la distribución del tamaño de los poros en el suelo derivada de la curva de retención de agua. La tasa de desnitrificación se determina por la cantidad de materia orgánica que se puede descomponer D_{om} (kg N/m²) y la presencia de oxígeno. Para calcular la desnitrificación en la capa de suelo, se asume una la reacción de oxidación anaeróbica, así:

$$N_{NO_3^- \rightarrow N_2O + N_2} = \frac{0.541D_{om}(1 - A_e)}{Lt_d} \quad (94)$$

Donde L es el espesor de la capa de suelo (m) y t_d es el número de días desde el comienzo del proceso.

• **Modelo DAISY:**

La desnitrificación se simula por un modelo de índice simple (Simple Index Model). La tasa de desnitrificación se determina por el transporte de $N_{NO_3^-}$ a micrositios anaerobios K_t (kg N/m³/s) o por la actividad microbial actual en el lugar K_a (kg N/m³/s).

$$N_{NO_3^- \rightarrow N_2O + N_2} = \text{Min}(K_a, K_t) \quad (95)$$

$$K_t = \beta_d N_{NO_3^-}, \quad K_a = e_m K_d^* = e_m \alpha_d^* \xi_{CO_2} \quad (96)$$

Donde ξ_{CO_2} es la tasa de evolución del CO_2 (kg C/m³/s) derivada de la descomposición de la materia orgánica, k_d^* es la tasa potencial de desnitrificación (kg N/m³/s), α_d^* (kg N/kg C) y β_d (s⁻¹) son constantes empíricas.

• **Modelo SUNDIAL:**

El modelo SUNDIAL, asume que la desnitrificación ocurre solo en la capa de suelo comprendida entre 0 y 0.25 m y la cantidad de $N_{NO_3^-}$ se puede reducir hasta un valor límite que no se puede sobrepasar. La cantidad de nitrógeno desnitrificado en una capa particular durante una semana cualquiera se asume proporcional a la cantidad de CO_2 producido por esa capa durante esa semana y también por su contenido de $N_{NO_3^-}$:

$$N_{NO_3^- \rightarrow N_2O + N_2} = f_{df} N_{NO_3^-} \frac{W(\gamma_f - \gamma_c)}{5\gamma_f} \quad (97)$$

Donde:

f_{df} es el factor de desnitrificación

W la evolución combinada del carbono en CO_2 durante la semana por los compartimientos RO, BIO y HUM en la capa 0-25 cm (kg/ha)

• **Modelo CANDY:**

La desnitrificación en CANDY se representa:

$$N_{NO_3^- \rightarrow N_2O + N_2} = e_t e_m k_{den} N_{NO_3^-} C_{SOM} \quad (98)$$

Donde:

$N_{NO_3^- \rightarrow N_2O + N_2}$ es la cantidad de nitrógeno desnitrificado (kg/ha)

k_{den} es el coeficiente de desnitrificación

C_{SOM} es la cantidad de carbono en la fracción de la materia orgánica del suelo, en sus siglas en ingles SOM (kg/ha)

• **Modelo AgriFlux 2.0:**

El modelo AgriFlux 2.0 utiliza una cinética de tipo Michaelis-Menten calculada para un día:

$$K'_{den} = K_{den} F_{\theta(ano)} F_{t(exp)} \quad (99)$$

$$N_{NO_3 \rightarrow N_2}(z) = K'_{den} * 1 \text{ día} \frac{NO_3^-}{NO_3^- + C_{dem}} \quad (100)$$

Donde:

K_{den} es la constante de desnitrificación (g N/m²/día)

K'_{den} es la constante de desnitrificación ajustada en función del contenido de agua y la temperatura del suelo (g N/m²/día)

$N_{NO_3 \rightarrow N_2}(z)$ es la cantidad de nitrógeno desnitrificado en la profundidad z (g N/m²)

C_{dem} es la constante de semi-saturación (mg N/l)

La constante de desnitrificación debe corresponder al contenido de agua en saturación y una temperatura del suelo de 20°C.

En la Tabla 9 se muestran los valores sugeridos para la desnitrificación en los modelos estudiados:

Tabla 9. Parámetros para las funciones de desnitrificación, Shaffer, 2001 y * otros.

| MODELO | PROCESO | VALOR |
|---------------|---|---|
| SOILN | Constante de semi-saturación para el efecto de la concentración de N en la desnitrificación (mg/L), C_s | 10 |
| | Tasa potencial de desnitrificación (g N/m ² /día), K_d^* | 0.027 |
| | | 0.135 |
| SOILNNO | | 0.2 |
| | Constante de semi-saturación para el efecto de la concentración de N en la desnitrificación (mg/L), C_s | 10 |
| | Constante de semi-saturación para respiración en la función de desnitrificación (g C/kg suelo/día), C_s | $5.0 \times 10^{-4} - 1.0 \times 10^{-6}$ |
| ANIMO | Tasa de desnitrificación promedio (día ⁻¹) | 1.6×10^{-4} |
| DAISY | Constante empírica, α_d^* | 0.1 |
| *AgriFlux 2.0 | Constante de semi-saturación para la desnitrificación (mg N/L) | 0 - 50 |
| | Constante de desnitrificación (g N/m ² /j) | 0.01 - 1 |

3.3.4. MODELACIÓN DE LA VOLATILIZACIÓN DEL AMONIO.

El amonio puede ser volatilizado a partir del nitrógeno disponible en el suelo, el aportado por fertilizantes y purín o de los restos de plantas depositadas en la superficie del suelo. La volatilización del amonio a partir de purín o de abonos depositados en la superficie del suelo es un proceso fuertemente dependiente de las condiciones climáticas a corto plazo, (Shaffer, 2001). Ninguno de los modelos europeos consultados en la bibliografía tratan la volatilización del amonio como un proceso de transformación del suelo dependiente del clima. ANIMO hace algunos ajustes sin tener en cuenta la dependencia climática. Muchos modelos utilizan modelos de cinéticas de primer orden.

En el modelo NLEAP (Nitrate Leaching and Economic Analysis Package, Shaffer et al., 1991), el coeficiente de cambio se calcula a partir de una constante modificada por el factor de temperatura (T_f) y presentan una tabla de valores de la constante de acuerdo con el método de aplicación del fertilizante, ocurrencia de precipitación, capacidad de intercambio catiónico (CEC) y cubierta de residuos. En el modelo RZWQM (Root Zone Water Quality Model, Ahuja et al., 2000a), el coeficiente de cambio es función del gradiente de presión de NH_3 entre el suelo y el aire, temperatura y velocidad del viento (Shaffer et al., 2001).

En el modelo EPIC (Erosion/Productivity Impac Calculator, Williams, 1995), simula la volatilización como una cinética de primer orden. Se diferencia de los demás modelos porque asume que la volatilización del amonio ocurre en todo el perfil del suelo, no solo en la primera capa. La tasa de volatilización de primer orden (RVOL) se calcula como:

$$RVOL = WNH_3 [1.0 \exp(AKV)] \quad (101)$$

Donde:

RVOL es la tasa de volatilización de primer orden (kg N/ha/d)

WNH_3 es el peso equivalente de amoniaco en vez de amonio (kg N/ha)

AKV es un coeficiente que se obtiene al multiplicar los factores de temperatura y velocidad del viento para la capa más superficial del suelo o multiplicando los factores de temperatura, CEC y profundidad del suelo para las capas más profundas del suelo.

El efecto de la temperatura es el mismo que para la nitrificación (TFNIT), se estima así:

$$TFNIT = 0.41(T_s - 5.0)/10.0 \quad T_s > 5.0 \quad (102)$$

Donde T_s es la temperatura del suelo ($^{\circ}C$).

El efecto de la velocidad del viento (WNF):

$$WNF = 0.335 + 0.16 \ln(V) \quad (103)$$

Donde V es la velocidad del viento (m/s).

El efecto de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CECF):

$$CECF = 1.0 - 0.038CEC \quad (104)$$

Donde CEC es la capacidad de intercambio catiónico (cmol/kg).

El factor de profundidad del suelo (DPF) es función de la profundidad del suelo (DEPTH):

$$DPF = 1.0 - \frac{DEPTH}{DEPTH + \exp(4.706 - 0.0305DEPTH)} \quad (105)$$

Donde DEPTH es la profundidad de la capa de suelo (mm).

El modelo GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, Leonard et al., 1987, Knisel, 1993), simula la volatilización (VOLN) a partir de purín y desechos líquidos de animales como una cinética de primer orden en función de la temperatura del aire ATP (°C):

$$VOLN = AWNH \exp(-K_v t) \quad (106)$$

Donde VOLN es la tasa de volatilización de primer orden del amonio (kg N/ha/d), AWNH es el contenido de amonio en los desechos de animales (kg/ha), t es el tiempo (d) y K_v es la tasa constante de volatilización (d^{-1}) definida como:

$$K_v = 0.409(1.08)^{ATP-20} \quad (107)$$

Existe poca o ninguna información específica de la variación de la constante de volatilización $K_{volatilización}$. Se puede estimar su valor a partir de datos sobre pérdidas de nitrógeno amoniacal en los purines disponible en la bibliografía técnica. Por ejemplo Moal et al. (1996), estiman que las pérdidas de amonio pueden oscilar entre el 37% y el 63% del nitrógeno amoniacal total.

3.3.5. ISOTERMA DE ADSORCIÓN DEL AMONIO.

En sistemas líquido-sólido y gaseoso-sólido, es casi imposible medir exactamente la acumulación de un compuesto en la interfase. En estos sistemas se realizan mediciones en solución o en fase gaseosa de la concentración del adsorbante para hacer inferencias acerca de la cantidad de material adsorbido en la interfase (Clark, 1996). Estas son las llamadas isotermas de adsorción, ver Figura 2:

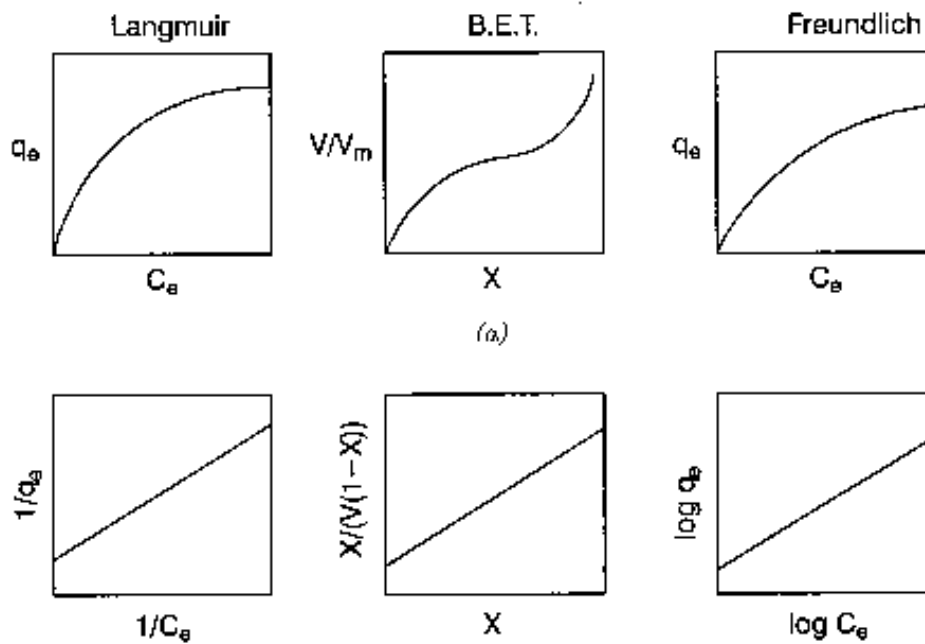


Figura 2. Esquemas de las isothermas de Langmuir, B.E.T. y Freundlich: Arriba gráficas de las isothermas, abajo formas linealizadas de las isothermas usando parámetros de ajuste.

Las isothermas de adsorción describen de manera conveniente y cuantitativa la adsorción del soluto en los sólidos a temperatura y presión constantes. Una isoterma de adsorción muestra la cantidad de adsorbato (solute) adsorbido en función de su concentración de equilibrio.

Hay gran variedad de formas de las isothermas, dependiendo de la afinidad del adsorbente (sólido) por el adsorbato. Actualmente se trabaja principalmente con las siguientes isothermas:

- **Isoterma de Langmuir:** es el modelo más simple y el más antiguo. Fue formulado por Langmuir en 1918. Supone adsorción física de gases o líquidos en sólidos formando únicamente monocapas. Esta isoterma se ajusta a la siguiente ecuación linealizada:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1 + bC_e}{Q^o b C_e} = \left(\frac{1}{Q^o b} \right) \left(\frac{1}{C_e} \right) + \frac{1}{Q^o} \quad (108)$$

Donde:

q_e es el número de moles del compuesto adsorbido por unidad de masa del material adsorbente (mg compuesto adsorbido/Kg material adsorbente)

Q_0 es el número de moles del compuesto adsorbido por unidad de masa del material adsorbente en la superficie completa de cobertura (mg compuesto adsorbido/kg material adsorbente).

C_e es la concentración de equilibrio del soluto (mg compuesto adsorbido/L).

b es la constante de equilibrio de adsorción (mg compuesto adsorbido/L)⁻¹.

Siendo esta la ecuación de una línea recta ($Y = (\text{pendiente}) X + \text{Intercepto}$), donde Y es $1/q_e$, X es $1/C_e$ y la pendiente es $1/(Q^0b)$.

• **Isoterma de BET (Brunauer, Emmet y Teller):** Admite la formación de capas múltiples del material adsorbido, las cuales no tienen que estar completamente formadas a través de toda la superficie de adsorción. Para estudios de adsorción de gases sigue la siguiente ecuación:

$$\theta = \frac{V}{V_m} = \frac{cX}{(1-X)[1+(c-1)X]} \quad (109)$$

Donde:

V_m es el volumen de la mono capa

$X = p/p_0$ es la relación entre la presión p del gas adsorbido y la presión de vapor del líquido adsorbido p_0 .

$$c = \exp\left(\frac{\Delta H_{ads} - \Delta H_{vap}}{RT}\right) \quad (110)$$

ΔH_{ads} es el calor de adsorción (entalpía) y ΔH_{vap} es el calor de vaporización (entalpía) del líquido adsorbido.

Para determinar los parámetros X y c de la isoterma de BET a partir de datos experimentales es necesario linealizar la anterior ecuación así:

$$\frac{X}{V(1-X)} = \frac{1}{cV_m} + \frac{(c-1)X}{cV_m} \quad (111)$$

Cuando el elemento se encuentra en solución, la anterior ecuación se transforma en:

$$\frac{C_e}{q_e(C_i - C_e)} = \frac{I}{X_m c} + \frac{c - I}{X_m c} * \frac{C_e}{C_i} \quad (112)$$

Donde:

q_e es la cantidad de soluto adsorbido por gramo de adsorbente (mg compuesto adsorbido/kg material adsorbente)

C_i es la concentración inicial de la solución (mg/L)

C_e es la concentración final de la solución o de equilibrio (mg/L)

c es la constante relacionada con el calor de adsorción

El valor de X_m se encuentra graficando $C_e/(q_e(C_i - C_e))$ contra C_e/C_i como: $X_m = 1/(Pendiente + intercepto)$.

- **Isoterma de Freundlich:** es la ecuación típica empleada en modelos empíricos de adsorción para interfases sólido-líquido. Este modelo se utiliza para ajustar los datos experimentales más que para verificar un cierto mecanismo de adsorción.

El modelo de isoterma de Freundlich típico toma la siguiente forma:

$$q_e = K_f * C_e^{(1/n)} \quad (113)$$

Donde:

q_e es la masa del compuesto adsorbido por unidad de masa del material adsorbente (mg compuesto adsorbido/kg material adsorbente)

C_e es la concentración de equilibrio del soluto (mg compuesto/L)

K_f es la constante empírica relacionada con la capacidad del material para adsorber el compuesto.

$1/n$ es una constante que relaciona la afinidad del compuesto disuelto con el suelo (valores grandes de $1/n$ demuestran mayor afinidad entre el compuesto y la superficie adsorbente).

Dependiendo de las características del adsorbente y del adsorbato, los datos experimentales se ajustarán mejor a una determinada isoterma. Por ejemplo, Balci (2004) encontró que sólo la isoterma de Langmuir-Freundlich ($q_e = (K_f C_e)^{1/n} M / (1 + (K_f C_e)^{1/n})$), explicó suficientemente los datos de adsorción entre el amonio y la sepiolita en la región

de concentración de equilibrio baja (menores de 20-30 mmol NH₄⁺/L). Santhosh et al. (2003) encontraron que el proceso de adsorción de amonio dinitramide (NH₄N(NO₂)₂) en solución acuosa en carbón vegetal activado en polvo sigue las isothermas de Langmuir y Freundlich con un coeficiente de correlación r² mayor de 0.99.

En la Tabla 10 se muestran los valores de las constantes de las isothermas de Langmuir y Freundlich obtenidos por Balci (2004) y Saanthosh et al. (2003) en ensayos de amonio con diferente material adsorbente:

Tabla 10. Valores de constantes de las isothermas de Langmuir y Freundlich.

| Autor | Material adsorbente | Constantes Isoterma de Freundlich | | Constantes Isoterma de Langmuir | |
|------------------------|-------------------------|-----------------------------------|---------------|---------------------------------|--------------------------|
| | | K _f | n | b (L/mg N) | Q ⁰ (mg N/gr) |
| Balci (2004) | Sepiolita | 0.0141-0.2124 | 0.3384-0.7346 | 0.00137-0.00355 | - |
| Santhosh et al. (2003) | Carbón vegetal activado | 1.41-8.51 | 1.81-3.56 | 0.00062-0.0030 | 63.3-105.3 |

Existe una tendencia en los experimentos sobre la adsorción del amonio en considerar una isoterma de Freundlich lineal (1/n = 1). En el trabajo realizado por Mabrouki, (1998), en ensayos similares a este trabajo, en columnas de suelo en los que se analizó la adsorción del amonio, se consideró una isoterma lineal que se ajusta a la ecuación $q_e = 6.1C_e + 4$ con un coeficiente de correlación r de 0.995.

3.4. PRZM3.12.2 (PESTICIDE ROOT ZONE MODEL 3.12.2).

3.4.1. Descripción del modelo

PRZM3.12.2 (Pesticide Root Zone Model release 3.12.2), es un programa desarrollado por el National Exposure Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency (EPA), para simular el transporte y la transformación de diferentes tipos de pesticidas a través de la zona de raíces del cultivo y en la zona no saturada del suelo antes de salir al mercado en los Estados Unidos. En esta la versión 3.12.2, se ha complementado para modelar el ciclo del nitrógeno. El programa PRZM3.12.2 está diseñado para modelar contaminación debido a fuentes difusas, lo cual implica la realización de balances hídricos para la caracterización y estimación de los procesos de infiltración.

El PRZM ha sido ampliamente utilizado desde sus primeras versiones, para analizar el movimiento y degradación de diferentes pesticidas (Loague et al., 1998; Trevisan et al., 2000; Noshadi et al., 2002), comparar resultados del régimen hídrico en el suelo en campos agrícolas (Tsiros et al., 1998), para predecir y comparar concentraciones de atrazina en la

escorrentía entre diferentes modelos (Ma et al., 2000). Actualmente, el modelo PRZM en su última versión (3.12.2), sigue siendo muy utilizado para simular el comportamiento de pesticidas en terrenos cultivados (Chang et al., 2007; Du et al., 2007), así como también para evaluar la contaminación del agua subterránea debido a la construcción y operación de un vertedero municipal (Aivalioti y Karatzas, 2006). El modelo PRZM hace parte de los modelos recomendados para los escenarios de aguas subterráneas de FOCUS 2000 (por sus siglas en inglés FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use), por tal motivo, es utilizado para cotejar resultados de nuevos modelos (Whelan et al., 2007). Del mismo modo, se sigue mejorando algunas de sus rutinas más importantes como el método del Número de Curva del Soil Conservation Service (Young y Carleton, 2006).

A continuación se explicarán los diferentes módulos y los principales fundamentos teóricos sobre los cuales se basa el PRZM3.12.2 para modelar el movimiento del agua y el transporte y las transformaciones del nitrógeno en el suelo.

3.4.2. Módulos y teoría.

El PRZM.3.12.2 está organizado en 4 módulos principales, cada uno de ellos con diferentes subrutinas, necesarias para el almacenamiento de datos, cálculos y listado de resultados.

EXESUP, controla la simulación.

PRZM, realiza las simulaciones de transporte y transformaciones para la zona de raíces.

VADOFT, realiza las simulaciones de transporte y transformaciones para la zona vadosa.

MONTE CARLO, realiza el análisis de sensibilidad generando datos de entrada aleatorios.

PRZM3.12.2 tiene la capacidad de simular múltiples zonas. Permite a los módulos PRZM y VADOFT la combinación de diferentes características de la zona de raíces y de la zona no saturada en una sola simulación. Las zonas pueden ser visualizadas como segmentos de múltiples capas unidas entre sí de manera horizontal.

A continuación se dará una explicación detallada de las principales características de los módulos PRZM y VADOFT que son los encargados del transporte y transformaciones. Los módulos EXESUP y MONTE CARLO no se explicarán, el primero por ser el encargado

simplemente de la ejecución del programa, sin realizar ninguna simulación y el segundo por no haber sido utilizado para el análisis de sensibilidad.

3.4.2.1. Módulo PRZM (Pesticide Root Zone Model).

El PRZM es un modelo compartimentado, unidimensional dinámico para simular el movimiento de contaminantes en sistemas de suelos no saturados dentro e inmediatamente debajo de la zona de raíces de las plantas.

El PRZM tiene dos componentes principales: hidrología e hidráulica y el transporte de contaminantes (pesticidas y nitrógeno).

- **Módulo Hidrología e Hidráulica.**

El componente hidrología calcula la escorrentía y la erosión basado en el método del Número de Curva del Soil Conservation Service y la ecuación universal de pérdida de suelo. La evapotranspiración se estima a partir de los datos de evaporación en tanque o con una fórmula numérica, si estos no están disponibles. El movimiento del agua se simula por el uso de parámetros generalizados del suelo como la capacidad de campo, punto de marchitez y el contenido de agua en saturación.

A continuación se muestran las ecuaciones que describen los principales procesos modelados por ambos componentes.

El movimiento de agua en el suelo se resuelve por medio de la ecuación de Richards:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial h}{\partial t} \right] \quad (114)$$

Donde:

$K(\theta)$ es la conductividad hidráulica (cm/s)

θ es el contenido de agua en el suelo (cm³/cm³)

La velocidad del agua en el suelo (cm/día) se representa como:

$$V = K(\theta) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (115)$$

y

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial V}{\partial z} \quad (116)$$

Escribiendo la ecuación anterior en forma de diferencias finitas hacia atrás se obtiene:

$$\theta^{t+1} \Delta z = (V_i - V_{i-1}) \Delta t + \theta^t \Delta z \quad (117)$$

Donde “t” y “t+1” denota el principio y el final de los valores de paso del tiempo, respectivamente, e “i” es el índice de la capa de suelo. Esta ecuación puede ser simplificada sustituyendo el contenido de agua en el suelo SW (cm) por $\theta \Delta z$:

$$SW^{t+1} = SW^t + (V_i - V_{i-1}) \Delta t \quad (118)$$

Las velocidades en la ecuación anterior son función de las entradas (precipitación, infiltración) y de las salidas del suelo (evaporación, escorrentía).

El balance de agua se hace separadamente para la zona superficial, la zona activa de raíces y los horizontes remanentes dentro de la zona no saturada, así:

Zona superficial:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + INF - I_i - E_i - U_i \quad (119)$$

Zona de raíces:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + I_{i-1} - U_i - I_i \quad (120)$$

Por debajo de la zona de raíces:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + I_{i-1} - I_i \quad (121)$$

Donde:

$(SW)_i^t$ es el contenido de agua en la capa “i” del suelo en el día “t” (cm)

E_i es la evaporación en la capa “i” del suelo (cm/día)

U_i es la transpiración en la capa “i” del suelo (cm/día)

I_i es la percolación de la zona “i” del suelo (cm/día)

INF es la infiltración a la capa 1 (cm/día)

La humedad en el suelo se recalcula diariamente requiriéndose ecuaciones adicionales para calcular la infiltración, la evaporación, la transpiración y la percolación.

La infiltración se calcula como:

$$INF = P - Q - E \quad (122)$$

Donde, asumiendo un área unitaria de 1 cm^2 :

P es la precipitación menos interceptación por cultivo (cm/día)

Q es la escorrentía (cm/día)

E es la evaporación (cm/día)

Para estimar la escorrentía, el programa se basa en las técnicas propuestas por el SCS (Soil Conservation Service):

$$Q = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S} \quad (123)$$

Donde S es el parámetro de retención de la cuenca que se estima así:

$$S = \frac{1000}{RCN} - 10 \quad (124)$$

Donde RCN es el número de curva de escorrentía del SCS.

El Número de Curva (CN) es función del tipo de suelo, de las propiedades del drenaje y de las técnicas de manejo del suelo, así como también del tipo de cultivo. Normalmente, el Número de Curva para un evento de precipitación se determina a partir de la suma de la precipitación total para los cinco días anteriores, conocida como la condición de humedad antecedente de cinco días. El Número de Curva se ajusta continuamente para cada día en función de la humedad del suelo en las capas superiores. En el PRZM.3.12.2, la capacidad de campo está ubicada en el punto medio entre CN2 (humedad promedia) y CN3 (Valor más húmedo) y el punto de marchitez está ubicado en el punto medio entre CN1 (Valor más seco) y CN2. El número de curva para cada día es la interpolación lineal entre ese grupo de números. El valor de CN1 y CN3 se calculan a partir del CN2 (dato de entrada al modelo), según Chow et al. (1988):

$$CN1 = \frac{4.2CN2}{10 - 0.058CN2} \quad (125)$$

$$CN3 = \frac{23CN2}{10 + 0.13CN2} \quad (126)$$

La evapotranspiración se estima a partir de los datos de evaporación en tanque o con una fórmula numérica, si estos no están disponibles. La demanda total de evapotranspiración se divide entre la evaporación de la cubierta vegetal, la del agua superficial estancada, la de la evaporación del suelo y la de la transpiración del cultivo. La demanda total se estima primero y luego se extrae secuencialmente entre la evaporación del agua interceptada por el cultivo, el agua superficial estancada, la transpiración del cultivo y la evaporación de cada capa de suelo hasta que se alcanza el punto de marchitez o hasta que se alcanza la demanda total. La evaporación ocurre hasta la profundidad especificada por el usuario, en esta investigación hasta 10 cm.

La evaporación actual desde una capa de suelo se estima así:

$$ET_i = MIN \left[(SW_i - WP_i) * f_{di}, ET_p - \sum_{l=1}^{i-1} ET_l \right] \quad (127)$$

Donde:

ET_i es la evaporación actual desde la capa “i” (cm)

f_{di} es el factor de extracción lineal de la ET de la zona de raíces en función de la profundidad para la capa “i”

WP_i es el contenido de agua en el punto de marchitez en la capa “i” (cm)

ET_p es la evaporación potencial (cm)

Esta ecuación significa que la transpiración desde una capa “i” es el mínimo entre el agua disponible en la capa “i” y la demanda remanente después de extraerse el agua disponible de las capas superiores del perfil.

La evaporación también se limita por la disponibilidad de humedad del suelo. La tasa potencial no se alcanza si no existe suficiente agua en el suelo para satisfacer dicha demanda. En este caso, el PRZM.3.12.2 modifica la tasa potencial con las siguientes ecuaciones:

$$ET_p = \begin{cases} ET_p & SW - WP \geq 0.6(FC - WP) \\ SMFAC * ET_p & WP < SW - WP < 0.6(FC - WP) \\ 0 & SW \leq WP \end{cases} \quad (128)$$

Donde:

FC es el contenido de humedad del suelo a capacidad de campo (cm)

WP es el contenido de humedad del suelo en el punto de marchitez (cm)

SMFAC es el factor de humedad del suelo que reduce linealmente la ET_p cuando el contenido de agua es limitado.

El último término del balance de agua que falta por definir es la percolación “I”. PRZM.3.12.2 no resuelve la ecuación de Richards utilizando las curvas de humedad características del suelo para predecir el movimiento del agua. Recurre a reglas de drenaje de almacenamiento de humedad en el suelo y al tiempo disponible para el drenaje. Aunque estas opciones son representaciones simplistas de la redistribución de la humedad del suelo, son consistentes con los objetivos del PRZM.3.12.2 (Carousel, et al. 2005). El modelo PRZM.3.12.2 tiene dos formas de simular el movimiento del agua en el suelo, drenaje libre y drenaje restringido.

El drenaje libre es función de la capacidad de campo y del punto de marchitez, asume que una vez el contenido de humedad es mayor que el valor de la capacidad de campo en una capa, el exceso de agua restante drena a la siguiente, asumiendo que el perfil total drena en un solo día. Esta forma es más aproximada para suelos arenosos en los cuales el movimiento del agua es relativamente no obstaculizado, mientras es menos preciso para suelos arcillosos que pueden tener capas que obstaculicen el drenaje libre.

El drenaje restringido se utiliza para suelos con capas de bajas permeabilidades que restringen el drenaje libre; para acomodarse a estas condiciones, el modelo PRZM.3.12.2 adiciona dos parámetros: máxima capacidad de almacenamiento de humedad θ_s , para representar el contenido de humedad bajo condiciones de saturación y la tasa de drenaje modificada AD, para permitir el drenaje a capacidad de campo sobre periodos mayores de un día. Aunque las experiencias usando estas opciones son limitadas, esta tasa de drenaje modificada ha sido evaluada para tres tipos de suelos (Carousel, et al. 2005). El manual del modelo PRZM.3.12.2 presenta un gráfico para estimar los valores de AD para margas arcillosas, margas arenosas y arenas en función del número de compartimientos utilizados para caracterizar cada capa de suelo.

- **Módulo Transporte de Contaminantes.**

El componente de transporte es un modelo unidimensional mecanicista que puede simular el movimiento de diferentes pesticidas y las distintas formas de nitrógeno en un medio no saturado. El almacenamiento y transformación del nitrógeno del suelo, se basa en el código fuente para la modelación del ciclo de nitrógeno incluidos en HPSF AGCHEM Versión No. 11 desarrollados por Bicknell et al. (1995), con pequeños cambios para acomodarse a la representación del perfil del suelo en el PRZM3.12.2, un umbral para la desnitrificación basado en la humedad del suelo y el paso del tiempo de un día utilizado en el módulo PRZM.

Uno de los aspectos más importantes para esta investigación, y del cual aún no se ha hablado, son los algoritmos de transformación de las especies nitrogenadas. A continuación se entrará un poco más en detalle sobre la forma como el modelo PRZM.3.12.2 describe estos procesos.

Para caracterizar el contenido de nitrógeno en el suelo el PRZM representa siete formas distintas de compuestos nitrogenados: nitratos, amonio en solución y adsorbido y cuatro formas distintas de nitrógeno orgánico: nitrógeno orgánico particulado (lábil y refractario) y nitrógeno orgánico en solución (lábil y refractario).

Permite entradas de nitrógeno al sistema debido a la deposición atmosférica, vertidos sépticos y aplicaciones superficiales. En nuestro caso, debido al desarrollo experimental dentro de un laboratorio, la deposición atmosférica es nula y las aplicaciones de purín se realizaron a partir del fichero séptico.

Las transformaciones producidas en el suelo incluyen la toma de nitratos y amonio por las plantas, el retorno del nitrógeno de las plantas al suelo al descomponerse, la mineralización del nitrógeno orgánico, la nitrificación, la desnitrificación, la volatilización, la adsorción/desorción de amonio, la inmovilización del amonio y la fijación del nitrógeno atmosférico. Todas estas reacciones son actualizadas y cuantificadas cada día.

En la Figura 3 se muestran las transformaciones del nitrógeno debido a la interacción suelo/planta realizada por el modelo PRZM.3.12.2:

La adsorción y desorción del amonio son procesos químicos, los cuales se pueden calcular por medio de una cinética de primer orden o por el método de la isoterma de Freundlich.

Las otras reacciones son combinación de las transformaciones biológicas y químicas que se acoplan por cinéticas de primer orden. El parámetro óptimo de la tasa de cinética de primer orden se corrige para temperaturas del suelo por debajo de 35°C por medio de la siguiente ecuación:

$$KK = K * TH^{(TMP-35)} \quad (129)$$

Donde:

KK es la tasa de transformación de primer orden corregida por la temperatura (d^{-1})

K es el parámetro óptimo para la tasa de reacción de primer orden (d^{-1})

TH es el coeficiente de corrección de la temperatura para la tasa de reacción (adimensional, generalmente igual a 1.06)

TMP es la temperatura de la capa del suelo (°C)

Cuando la temperatura del suelo es superior a 35°C se estima que está en el óptimo, por lo tanto KK se iguala a K. Cuando la temperatura está por debajo de 4°C o la capa de suelo está seca, no ocurren procesos bioquímicos.

La desnitrificación también se modela con una ecuación de primer orden, pero modificada en función del contenido de humedad del suelo siguiendo el procedimiento usado en el modelo GLEAMS (Kinisel et al., 1994):

$$SWFD_i = \frac{SW_i - [FC_i + 0.10(SAT_i - FC_i)]}{SAT_i - [FC_i + 0.10(SAT_i - FC_i)]} \quad (130)$$

Donde:

SWFD_i es el factor de humedad para la desnitrificación []

SW_i es el contenido volumétrico de agua en la capa del suelo i [cm/cm]

FC_i es el contenido volumétrico de agua a capacidad de campo [cm/cm]

SAT_i es el contenido volumétrico de agua a saturación [cm/cm]

El usuario controla el punto de inicio de la desnitrificación especificando dicho porcentaje de humedad del suelo y luego, la tasa de desnitrificación se incrementa linealmente hasta alcanzar su máximo a saturación.

Para calcular la volatilización del amonio se utiliza una tasa de primer orden con un ajuste por la temperatura del aire. El flujo de volatilización del amonio para cada capa de suelo se calcula así:

$$AMVOL = AMSU * KVOL * TCVOL^{(TEMP-20)} \quad (131)$$

Donde:

AMVOL es la pérdida de amonio (M/L³/intervalo de tiempo)

AMSU es la concentración de amonio disuelto (M/L³)

KVOL es la tasa de volatilización constante a 20°C (intervalo de tiempo⁻¹)

TCVOL es el coeficiente de corrección de temperatura (°C)

TEMP es la temperatura del aire (°C)

La corrección por temperatura para la volatilización del amonio es un poco diferente a la descrita anteriormente para los otros procesos de primer orden. La temperatura de referencia la especifica el usuario, pero la literatura asume como temperatura de referencia 20°C.

Los flujos de las reacciones químicas de adsorción y desorción del amonio se simulan usando una cinética de primer orden con un ajuste por la temperatura del suelo. Los flujos de amonio se calculan por medio de las siguientes cinéticas de primer orden para temperaturas del suelo menores a 35°C:

$$DES = CMAD * KDS * THKDS^{(TMP-35)} \quad (132)$$

$$ADS = CMSU * KAD * THKDS^{(TMP-35)} \quad (133)$$

Donde:

DES es el flujo actual de desorción del contaminante [M/L²]

CMAD es el almacenamiento del contaminante adsorbido [M /L²/intervalo de tiempo]

KDS es el parámetro de la tasa de desorción de primer orden [1/intervalo de tiempo]

THKDS es el parámetro de corrección de la temperatura para la desorción (normalmente cerca de 1.06)

TMP es la temperatura de la capa de suelo [°C]

ADS es el flujo actual de adsorción del contaminante [M/L²/intervalo de tiempo]

CMSU es el almacenamiento del contaminante en solución [M/L²]

KAD es el parámetro de la tasa de adsorción de primer orden [1/intervalo de tiempo]

THKAD es el parámetro de corrección de la temperatura para la adsorción (normalmente cerca de 1.06)

Todas las variables excepto los coeficientes de temperatura varían en cada capa de suelo. A temperaturas iguales o por encima de 35°C no se hace corrección y cuando la temperatura está a 0°C o por debajo o la capa de suelo está seca, no ocurre adsorción ni desorción.

También se puede simular la adsorción/desorción basada en la Isoterma de Freundlich, modificada:

$$X = KF_1 * C^{(1/N1)} + XFIX \quad (134)$$

Donde:

X es el contaminante adsorbido en el suelo (ppm de suelo)

KF₁ es el valor del coeficiente de Freundlich K

C es la concentración en equilibrio del contaminante en solución (ppm de solución)

N1 es el valor del exponente de Freundlich

XFIX es el contaminante que está permanentemente fijado en el suelo (ppm de suelo)

Las entradas de nitrógeno en horizontes superficiales o subsuperficiales del suelo se representan por medio de las cargas en Sistemas de Deposito in Situ de Aguas Residuales OSWDS (por sus siglas en ingles On-Site Waster Diposal Systems), deposición atmosférica, adición de nitrógeno a través de fertilizantes y/o aplicación de abonos. Todas las entradas de nitrógeno se definen en sus formas elementales (N_NO₃⁻, N_NH₄⁺ y N Orgánico).

Se simulan dos tipos de deposición atmosférica. La deposición seca se considera como el flujo por unidad de área sobre la superficie del terreno que es independiente de la lluvia y la deposición húmeda, se considera como la concentración de las especies de nitrógeno disueltas en la precipitación. Todas las entradas por deposición son adicionadas al horizonte del suelo superficial y se asumen como N_NO₃⁻, N_NH₄⁺ adsorbido y nitrógeno orgánico particulado labil.

Al simular la deposición atmosférica, se actualiza el almacenamiento del suelo en el horizonte superficial para cada una de las especies de nitrógeno, así:

$$N(I + 1) = N(I) + ADFX + PREC*ADCN \quad (135)$$

Donde:

N(I) es el almacenamiento de las especies de nitrógeno almacenadas en la capa del suelo en el día I, [M/L²]

ADFX es el flujo de deposición atmosférica seca o total, [M/L²/intervalo de tiempo]

PREC es la precipitación, [L]

ADCN es la concentración en la deposición húmeda atmosférica, [M/L³]

El modelo PRZM3 calcula la toma de nitrógeno por las plantas de dos formas diferentes.

En la primera opción, la toma de nitrógeno por las plantas se representa por medio de una cinética de primer orden, con corrección por temperatura basada en la temperatura simulada en el suelo. Esta tasa de toma de nitrógeno por las plantas se puede diferenciar entre horizontes y variar mes a mes para aproximarse al patrón de crecimiento y toma de nutrientes del cultivo. También se puede seleccionar que fracción de la toma de nitrógeno proviene del amonio y cual de los nitratos, por medio de la designación de la fracción de toma de cada especie. Esta formulación tiene como inconveniente, que la cantidad de nitrógeno tomado por las plantas no es función de la producción esperada ni asociada a la toma de nutrientes. Por este motivo, aunque existan suficientes nutrientes disponibles para satisfacer las necesidades del cultivo, bajo tasas de aplicación de nitrógeno reducidas, la toma de nutrientes puede ser menor que las necesidades del cultivo debido a la formulación de primer orden, (Carousel, et al. 2005).

En la segunda opción, la toma de nitrógeno se basa en la producción esperada. Además de los parámetros anteriores, esta opción introduce el objetivo total anual de toma de nitrógeno, NUPTGT, el cual es especificado por el usuario e internamente fraccionado en los objetivos mensuales durante la temporada de crecimiento del cultivo para cada horizonte de suelo. El objetivo mensual para cada horizonte se calcula así:

$$MONTGT = NUPTGT * NUPTFM(MON) * NUPTM(MON) * CRPFRC(MON, ICROP) \quad (136)$$

Donde:

MONTGT es el objetivo mensual de toma de nitrógeno por las plantas para el cultivo presente, [M N/L²]

NUPTGT es el objetivo anual de toma de nitrógeno por las plantas, [M N/L²]

NUPTFM es la fracción mensual del objetivo total anual de toma de nitrógeno por las plantas, [Adimensional]

NUPTM es la fracción del horizonte de suelo del objetivo mensual de toma de nitrógeno por las plantas, [Adimensional]

CRPFC es la fracción del objetivo mensual de la toma de nitrógeno por el cultivo presente, [Adimensional]. Igual a 1.0 a menos que el mes contenga parte de dos o más estaciones de cultivo.

MON es el mes actual

ICROP es el índice del cultivo actual.

Las fechas de cultivo y cosecha se pueden especificar para tres cultivos diferentes durante un año. Cuando un mes contiene dos temporadas de crecimiento del cultivo, el objetivo mensual de toma de nitrógeno se divide entre los dos cultivos en proporción al número de días de cada cultivo en dicho mes. Se asume que la toma de nitrógeno solo ocurre durante la temporada de crecimiento del cultivo, definida como el periodo de tiempo entre la plantación y la cosecha, cuando la humedad del suelo está por encima del punto de marchitez y hay suficientes nutrientes disponibles. No se realiza ajuste por temperatura, pero el proceso de toma de nitrógeno se detiene cuando la temperatura está por debajo de 4°C.

El PRZM puede modelar la conversión del nitrógeno de las plantas (por cinéticas de primer orden) a nitrógeno orgánico (lábil particulado), para representar el retorno del nitrógeno de las plantas al suelo a través de la caída de hojas o residuos de cosechas y la descomposición de las raíces. El retorno de nitrógeno de las plantas se puede dividir entre fracciones por encima y por debajo de la superficie del suelo (usando una fracción simple del total). El retorno del nitrógeno de las plantas por encima del suelo primero cae al compartimiento de la hojarasca antes de regresar al nitrógeno orgánico del suelo.

El nitrógeno orgánico varía en cada capa de suelo, el cual se asume como especies particuladas que se incrementan por la inmovilización de los nitratos y el amonio y son convertidas de nuevo a amonio por mineralización y también son transportadas a la superficie asociándolas con los sedimentos. El PRZM considera estas especies como la fracción “lábil particulada” del nitrógeno orgánico que puede sufrir una conversión por una cinética de primer orden hacia la fracción “refractaria particulada” y estas dos fracciones a su vez, pueden dividirse en su correspondiente fracción en solución. Las dos especies solubles estarán disponibles para ser transportadas por escorrentía y lixiviar dentro del perfil del suelo, así mismo la nueva fracción particulada será transportada en la superficie con el sedimento.

3.4.2.2. Módulo VADOFT (Vadose Zone Flow and Transport Model).

VADOFT es un código en elementos finitos para simular el movimiento de la humedad y el transporte de solutos en la zona vadosa (zona no saturada). Simula el movimiento unidimensional de la humedad y contaminantes en fase simple en un medio poroso no confinado de saturación variable. El código considera un medio de porosidad simple e ignora los efectos de histéresis. Los procesos de transporte considerados incluyen dispersión hidrodinámica, advección, equilibrio de adsorción lineal y una descomposición de primer orden.

VADOFT realiza simulaciones unidimensionales transitorias o estacionarias del flujo del agua y el transporte de solutos en un medio poroso variable saturado. El código emplea la técnica de Galerkin de elementos finitos para aproximar las ecuaciones de Gobierno para el flujo y transporte de contaminantes.

Con respecto al flujo, resuelve la ecuación de Richards para la infiltración de agua en la zona no saturada. Considera un problema de flujo variable saturado en una columna de suelo en la zona no saturada de un acuífero no confinado. La aproximación numérica de esta ecuación se lleva a cabo por medio de la formulación de elementos finitos de Galerkin con una discretización espacial por medio de elementos lineales. La integración en el tiempo se realiza usando la aproximación de diferencias finitas hacia atrás, obteniéndose un sistema de ecuaciones algebraicas no lineales.

Con respecto al transporte de contaminantes, VADOFT resuelve la siguiente ecuación de Gobierno para transporte unidimensional de especies no conservativas en un suelo variable saturado:

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial c}{\partial z} \right) - V \frac{\partial c}{\partial z} = \theta R \left(\frac{\partial c}{\partial t} + \lambda c \right) \quad (137)$$

Donde:

D es el coeficiente de dispersión aparente ($D = \alpha_L V + \phi D^*$), [L^2 /intervalo de tiempo]

c es la concentración del soluto, [M/L^3]

θ es el contenido volumétrico de agua ($\theta = \phi S_w$), [L^3/L^3]

R es el coeficiente de retardo, []

λ es la constante de descomposición de primer orden, [1 /intervalo de tiempo]

α_L es la dispersividad longitudinal, [L]

D^* es el coeficiente de difusión molecular efectiva, [L^2 /intervalo de tiempo]

V es la velocidad de Darcy $\left(V = -K_{rw} \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right)$, [L/intervalo de tiempo]

K_{rw} es la permeabilidad relativa, [L/intervalo de tiempo]

z es la coordenada vertical apuntando hacia abajo, [L]

Las condiciones iniciales son:

$$c(z,0) = c_i \quad \text{y} \quad -D \frac{\partial c}{\partial z}(o,t) = V(c_o - c) \quad (138)$$

o

$$c(o,t) = c_o \quad \text{y} \quad \frac{\partial c}{\partial z}(L,t) = 0 \quad (139)$$

Donde c_i es la concentración inicial, [M/L³] y c_o es la concentración lixiviada en la fuente, [M/L³].

La aproximación numérica de esta ecuación de transporte unidimensional se resuelve por medio de la formulación de elementos finitos hacia arriba con una discretización espacial llevada a cabo por medio de elementos lineales. La integración en el tiempo se realiza por una aproximación de diferencias finitas centrales, llegando a un sistema lineal de ecuaciones algebraicas.

3.4.2.3. Uso de los módulos PRZM y VADOFT.

Como se explico anteriormente, el modelo PRZM.3.12.2 dispone de dos módulos principales, PRZM y VADOFT. Ambos módulos permiten simular el flujo de agua y transporte de solutos en la zona no saturada, pero basados en diferentes hipótesis hidráulicas como se explicó anteriormente. Existen dos opciones para modelar el flujo y transporte de solutos en la zona vadosa:

- Usar el módulo PRZM para simular tanto la zona de raíces como la zona no saturada situada inmediatamente por debajo de las raíces. Esta opción ha sido rechazada por la hipótesis elemental de la modelación hidráulica en el suelo realizada por PRZM (drenaje de toda la columna de suelo a capacidad de campo en un día) para una zona vadosa muy profunda, produciendo movimientos mayores y anticipados del contaminante a través del perfil del suelo.

- La segunda opción es utilizar el módulo PRZM para la zona de raíces, y el módulo VADOFT, que hace una representación más rigurosa del flujo no saturado, para la zona no saturada situada inmediatamente por debajo de las raíces. Esta configuración tiene como inconveniente que mientras VADOFT resuelve la ecuación de Richard para el flujo del agua en un medio saturado variable, PRZM usa reglas de drenaje simples para mover el agua a través del perfil del suelo, esta incompatibilidad puede ocasionar momentos en que la cantidad de agua que PRZM produce sea demasiada para que VADOFT la contenga en un solo día. Esto pasa comúnmente en suelos agrícolas, donde los subsuelos son normalmente menos permeables que los de la zona de raíces, que han sido labrados y perforados por las raíces de las plantas y la biota del suelo, dando como resultado, la estancación del agua en una interfase que puede pertenecer tanto a PRZM como a VADOFT o que la cantidad de agua que entra a la zona vadosa sea mayor que la que ocurriría en un sistema real con las mismas propiedades del suelo y condiciones meteorológicas, (Carousel et al. 2005).

Basados en estas dos opciones, antes de realizar la calibración del modelo, se realizaron simulaciones utilizando sólo PRZM y la opción de la combinación de PRZM y VADOFT, para analizar el comportamiento del flujo del agua, encontrándose problemas en esta segunda opción, como los descritos por el manual del PRZM.3.12.2.

Como la longitud de las columnas experimentales es baja (máximo 150 cm) y dado que el módulo VADOFT requiere el conocimiento de propiedades del suelo difíciles de conocer por un agricultor y como el objetivo de este trabajo es proporcionar una herramienta de fácil uso para la cuantificación de la dosis de purín adecuada que puede verterse en cada parcela agrícola sin provocar problemas ambientales, se utilizó solo el módulo PRZM para simular toda la zona vadosa.

3.4.3. Crítica y justificación de la elección del modelo.

El modelo tiene algunas limitaciones que se pueden dividir en cuatro categorías:

- **Hidrológicas:**

Aunque el PRZM.3.12.2 realiza los cálculos hidrológicos a escala diaria, algunos de los procesos simulados, como la evaporación o la escorrentía deberían ser simulados en intervalos de tiempo menores para conseguir una mayor exactitud. El PRZM.3.12.2 utiliza la escala diaria debido a la mayor disponibilidad de datos meteorológicos con respecto a los de corta escala de tiempo. Otra limitación es que cuando no se dispone

de datos de evaporación el programa utiliza la fórmula de Hamon, el usuario debe estimar si esta fórmula se adapta al caso estudiado, ya que en algunos casos subestima las pérdidas de agua.

- **Hidráulica del suelo:**

Se asume que el drenaje simple del contenido de agua a capacidad de campo ocurre en un día. Este drenaje en un día induce a un movimiento anticipado del contaminante a través del perfil, principalmente en suelos profundos. Otra limitación radica en que el PRZM solo simula movimiento advectivo del agua hacia abajo y no tiene en cuenta el movimiento difusivo debido a los gradientes de agua en el suelo. Es decir que es incapaz de simular el movimiento ascendente del agua en respuesta a los gradientes inducidos por la evapotranspiración.

- **Ciclo del nitrógeno:**

La primera consideración en cuanto al ciclo del nitrógeno está referida a la forma en que el programa simula la volatilización del amoníaco. La volatilización se rige por una constante de volatilización que permanece constante en cada estrato durante todo el proceso. Esta forma de simular la volatilización, aunque para otros tipos de residuos pueda ser correcta, en el caso del purín no simula exactamente la realidad, ya que según una gran cantidad de experimentos, la volatilización completa se produce (dependiendo de la temperatura) en las primeras 48 horas (de Jonge et al., 2004; Somer y Jacobsen, 1999; Saarijärvi et al., 2006; Martínez et al., 1995). Una forma muy sencilla de evitar este problema, es deducir la parte volatilizada de la entrada de amonio e igualar la constante de volatilización a cero.

Una segunda limitación es que el proceso de desnitrificación se rige sólo por una constante de desnitrificación y un umbral de humedad a partir del cual se produce la desnitrificación. La literatura técnica considera como hipótesis más realista la desnitrificación en función de la humedad. Esta dificultad puede ser salvada haciendo simulaciones cortas (el mínimo es un día) y variando la constante de desnitrificación en función del contenido de humedad, pero a efectos prácticos, no es recomendable porque sería necesario que el usuario modifique el contenido de nitrógeno en el suelo debido a las transformaciones y pérdidas de nitrógeno ocurridas ese día, en el fichero de entrada para cada simulación.

De la misma forma, la mineralización del nitrógeno orgánico también es función de la humedad y dadas las grandes cantidades disponibles, considerar o no la humedad del

suelo puede generar grandes errores. Por este motivo, las constantes de mineralización calibradas para el modelo PRZM.3.12.2, no serán comparables con las de otros modelos que utilicen funciones de respuesta a la humedad del suelo, ya que la esta constante estaría afectada internamente por la humedad.

- **Naturaleza determinística del modelo y limitaciones técnicas:**

Una limitación importante es el uso de parámetros medios en algunos procesos químicos y de transporte para representar suelos espacialmente heterogéneos.

El PRZM.3.12.2 es un programa escrito en lenguaje FORTRAN preparado para funcionar sobre MS-DOS que necesita leer datos de al menos cuatro ficheros en formato ASCII de acceso secuencial. Dichos datos deben estar localizados en unas determinadas posiciones para que los programas ejecutables puedan leerlos sin lugar a error. La construcción y edición de estos ficheros de datos es una tarea laboriosa y lenta, con el agravante que en caso de error (por ejemplo un espacio de más), el MS-DOS no permite detectar la localización exacta de éste. Además la salida de datos es un árido listado de números sin gráficos que no permite una visión global de la solución. Por todo lo anterior se desarrollará una serie de macros en Excel para el manejo, cálculo y visualización, por medio de gráficas, de los resultados de la modelación.

Finalmente, pese a todas estas limitaciones del modelo, se ha elegido el programa PRZM.3.12.2 frente a otros modelos porque aunque el ciclo del nitrógeno es muy detallado, los datos necesarios para su modelación no son tan complicados de conseguir como los de los otros modelos estudiados en esta investigación. Además, realiza una buena simulación de la infiltración, corroborada por los experimentos de la EPA en los años que lleva siendo utilizado para ensayar pesticidas. PRZM es usado por la United States Environmental Protection Agency (EPA) para la valoración de riesgos ambientales y de exposición y es uno de los modelos reguladores recomendados para el registro de pesticidas en Estados Unidos, (Whelan et al. 2007).

4. Trabajo Experimental

4. TRABAJO EXPERIMENTAL.

El objetivo primordial del trabajo experimental, es mejorar el conocimiento del ciclo del nitrógeno en el suelo y fundamentalmente tras la aplicación del purín, para obtener la información necesaria para calibrar los parámetros más importantes del modelo matemático de PRZM.3.12.2 de transporte de las formas nitrogenadas en la zona no saturada, puesto que el contaminante prioritario a tener en cuenta en el programa de gestión de la fracción líquida del purín es el nitrógeno en forma de nitratos.

Los estudios de laboratorio permiten analizar los procesos de interés bajo condiciones controladas o al menos conocidas de humedad, temperatura, tipo de suelo, longitud de la columna, etc., logrando establecer con claridad la dependencia de la dinámica del nitrógeno con variables difícilmente controlables a escala de campo. Si no se disponen de datos experimentales de campo, dichas estimaciones previas de los principales parámetros del modelo poseen un significado físico, resultando más deseables que el uso de correlaciones (Bolado, 2003).

En la zona no saturada, la volatilización del amoníaco y la desnitrificación de los nitratos son, junto al consumo debido a las plantas, los procesos más importantes en cuanto a la pérdida de nitrógeno inorgánico. Desde este punto de vista, se debería maximizar la volatilización del amoníaco, para así minimizar la producción de nitratos. Pero como se conoce, las emisiones de amoníaco tienen un gran potencial como agente de efecto invernadero, por lo tanto esta no es una buena solución. Por esto se hace necesario estudiar las condiciones bajo las cuales tiene lugar la desnitrificación. Este proceso ha sido poco estudiado hasta ahora por lo cual, se ha visto la necesidad de implementar un trabajo experimental encaminado a evaluar principalmente la desnitrificación y los demás procesos del ciclo del nitrógeno.

Con este trabajo experimental se ha pretendido conocer la importancia relativa de los diversos procesos del ciclo del nitrógeno en el suelo (mineralización, nitrificación, volatilización y desnitrificación) para evaluar la dependencia de estos procesos con respecto a factores externos (tipo de terreno, longitud de la columna de suelo y dosificación de purín).

La tarea concreta se lleva a cabo mediante la instalación en el laboratorio de nueve columnas de metacrilato con suelo natural como material de relleno, a las cuales se aplican

diversas dosis de purín y agua destilada simulando la precipitación de un periodo concreto de la zona de estudio. En esta primera fase no se ha tenido en cuenta la influencia de los cultivos dado que el diseño experimental en las columnas de infiltración no los reproduce, aunque se introducirá posteriormente este factor en las simulaciones.

La información obtenida será de dos tipos:

- Contenido de las formas nitrogenadas en el lixiviado.
- Contenido de las formas nitrogenadas en la matriz sólida.

El trabajo experimental se dividió en dos líneas principales:

- Reproducción en laboratorio de los procesos de infiltración y transformaciones del nitrógeno, mediante columnas de infiltración.
- Obtención de algunos parámetros del modelo mediante las experiencias realizadas en el laboratorio.

Este capítulo está organizado de la siguiente manera:

- Caracterización del residuo a aplicar.
- Caracterización del suelo empleado.
- Resultados de los experimentos de adsorción-desorción del nitrógeno amoniacal.
- Descripción, desarrollo y análisis de los resultados del diseño experimental con las columnas de infiltración:

Agua.

Nitrógeno.

Materia orgánica.

4.1. RECONOCIMIENTO Y VALORACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICO - QUÍMICAS DEL PURÍN.

Este estudio se realizó a partir de una muestra de purín aportado por la empresa gestora encargada por la Diputación de Castellón para la correcta gestión de los purines generados por las explotaciones porcinas del norte de la provincia. Dicha muestra llevaba ya un tiempo almacenada en la granja de origen. Debido a ello, es posible que parte del nitrógeno amoniacal se haya volatilizado. De hecho, se ha observado a partir de la revisión bibliográfica, que los porcentajes de nitrógeno amoniacal que pueden escapar por volatilización son muy variables, lo cual demuestra, no una peculiaridad del purín, sino la

antigüedad de la muestra antes de ser analizada. Por lo tanto, la primera recomendación que cabe hacer es realizar un análisis físico-químico del purín antes de ser aplicado al terreno.

Como el purín contiene una cantidad muy importante de sólidos suspendidos, las tareas de filtración de la muestra con el fin de determinar las formas solubles de nitrógeno eran inabordables. Por ello, las determinaciones de las formas nitrogenadas se realizaron a partir de la dilución en agua destilada y una posterior filtración. No se realizaron análisis de los demás nutrientes inorgánicos presentes por no ser parte del estudio y considerarse que no tienen influencia sobre el ciclo del nitrógeno.

Para el análisis del contenido de Nitrógeno Total, Amoniacal y Nitratos, tanto del purín como del lixiviado, se utilizó el espectrofotómetro de Merck SQ modelo 118 V1.70. Debido a que este es un sistema de análisis por medio de un haz de luz, para evitar problemas de medición, es necesario siempre realizar un filtrado previo de las muestras para evitar datos erróneos.

En las Tabla 11 a Tabla 14, se muestran los resultados de la caracterización físico-química del purín.

Tabla 11. Características del purín estudiado.

| Conductividad (dS/m) | pH | Temperatura (°C) | O. disuelto (mg O ₂ /L) | Salinidad (g/L) |
|-------------------------|------|---------------------|---------------------------------------|--------------------|
| 34.1 | 6.99 | 6.1 | 0.8 | 21.82 |

Tabla 12. Características del purín estudiado: Sólidos Totales (ST), Sólidos Totales Volátiles (STV), Sólidos Suspendidos (SS), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) y Sólidos Disueltos calculados (SD*).

| ST (g/L) | STV (g/L) | (%) | SS (g/L) | SSV (g/L) | (%) | SD* (g/L) |
|-------------|--------------|-------|-------------|--------------|-------|--------------|
| 72.04 | 49.39 | 68.57 | 50.45 | 16.82 | 33.33 | 21.58 |

Tabla 13. Características del purín estudiado: formas nitrogenadas.

| Amonio (mg/L) | Nitratos (mg/L) | N. Total (mg/L) | N orgánico (mg/L) |
|------------------|--------------------|--------------------|----------------------|
| 5700 | 3500 | 16000 | 6800 |

Tabla 14. Características del purín estudiado: materia orgánica.

| DQO (mg/L) | (Hab_eq/L/día) | DBO ₅ (mg/L) | (Hab_eq/L/día) | DBO _L (mg/L) | (Hab_eq/L/día) |
|---------------|----------------|----------------------------|----------------|----------------------------|----------------|
| 138500 | 2.31 | 10800 | 0.18 | 58000 | 0.97 |

La composición del purín, en casi todos los aspectos, está dentro de algunos de los rangos de los datos obtenidos de la bibliografía, aunque muchos tienen una gran variabilidad como por ejemplo SS, SV y ST, los cuales dependen del tipo de tratamiento del purín y del

funcionamiento de cada granja. Con respecto al nitrógeno, este purín presenta una concentración de nitrógeno total y amoniacal mucho mayor que la registrada en la bibliografía (Tabla 13 y Tabla 15).

Tabla 15. Datos de la composición de purines. Tomado de Ferrer (1993) y otros *.

| Referencia | SS (g/L) | SV (g/L) | ST (g/L) | DBO ₅ (g/L) | DQO (g/L) | N Total (g N/L) | N Org. (g N/L) | N Amonio (g N/L) |
|----------------|-------------|-------------|-------------|---------------------------|--------------|--------------------|-------------------|---------------------|
| Gray | 0.8 – 40.2 | | | 1.2 – 33 | 5 – 44 | 1.7 – 4.4 | | 0.1 – 1.4 |
| Bilstad | | 25 – 35 | 35 – 50 | 7 – 35 | 40 – 45 | 3.5 | | |
| Bonastre | | 25.5 – 75.8 | 42 – 125 | 8 – 60 | 10 – 200 | | | |
| Andreadakis | | | | | | 2.2 – 6.7 | | |
| Sneath | | | 10 – 80 | | | 1.5 – 2.3 | | 1.1 – 1.6 |
| Héduit | 66 | | 30 – 150 | 14 – 40 | 40 – 170 | | 5.4 – 10.8 | 5.6 |
| Gr. Tremedal | 30.3 | | 40 | 14.4 | 40.81 | 3.85 | | 3.1 |
| Roig | | | 7.6 – 68.8 | | | 1.31 – 5.21 | | 1.1 – 3.81 |
| Sommer | | | | | | | 2.8 – 6.71 | 2.44 – 5.3 |
| Williams | 23.8 | 20.9 | 29 | 10.7 | 39.9 | 3.52 | | 2.72 |
| Naves y Torres | | | | | | 7.63 | 3.00 | 4.63 |
| * Prats (1996) | | | | | | 3.4 - 5.90 | 0.9 - 2.50 | 2.5 - 3.40 |
| * Sió (2000) | | | | | | 9.73 | 3.19 | 6.54 |

Con respecto a la salinidad aportada por la dosis de purín se puede decir que por su alta conductividad podría generar riesgo de salinizar el suelo, provocando en numerosos casos disminución en la producción del cultivo (la capacidad de la planta para absorber el agua disminuye a medida que aumenta el contenido de sales, teniendo la planta que realizar un mayor esfuerzo). Ocasionando además, otros problemas como pueden ser la toxicidad (algunas sales cuando se acumulan en cantidad suficiente resultan tóxicas para los cultivos, u ocasionan desequilibrios en la absorción de los nutrientes) y problemas de infiltración del agua en el suelo (un alto contenido de sodio y bajo de calcio en el suelo hace que sus partículas tiendan a disgregarse, lo que ocasiona disminución de la velocidad de infiltración del agua).

La concentración salina que aportaría el purín se calcula a partir de la siguiente ecuación (EPA, 1985):

$$\text{Salinidad} (g / L) = 5.572 \times 10^{-4} (CE) + 2.02 \times 10^{-9} (CE)^2 \quad (140)$$

Donde CE es la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La concentración salina del purín es de 21.58 g/L, lo que significa, debido al bajo volumen de purín aplicado, un incremento máximo de 0.25 gr de sales con la dosis de purín alta. Debido al volumen de agua que se dosificará en las columnas de suelo (2392 mL) se esperará un incremento de 0.18 dS/m en la conductividad del terreno. A partir de dicha

información, se puede concluir que la conductividad aportada por la dosis de purín máxima no afectará en gran magnitud la salinidad del suelo.

4.2. ANÁLISIS EDAFOLÓGICO.

El suelo empleado para los estudios fue extraído el día 20 de diciembre de 2001 en una zona de olivar próxima a Albocàsser, Castellón (ver Figura 4). La profundidad total del suelo extraído fue de 0.3 m y el contenido de humedad inicial fue muy elevado (21.85%).

Se practicaron los ensayos de laboratorio para obtener las características físico-químicas del suelo natural siguiendo los métodos propuestos por Rafael Llorca Llorca (1991) en su libro “Prácticas de Edafología” utilizados en los cursos de la Universidad Politécnica de Valencia. Dichos resultados se muestran en la Tabla 16 y en la Figura 5:



Figura 4. Lugar de extracción del terreno para los ensayos

Tabla 16. Características edafológicas del terreno

| Humedad Inicial (gr de agua/100 gr de suelo seco) | Humedad a Capacidad de Campo (%) | Contenido de Materia Orgánica (%) | Conductividad Eléctrica (dS/m) | pH | Densidad con sonda Coopequi (gr/cm ³) |
|---|--|---|--------------------------------------|------|---|
| 21.85 | 36.08 | 5.45 | 0.16 | 7.54 | 1.74 |

Según el diagrama triangular para la determinación de la textura del suelo de la clasificación de la U.S.D.A., para un 56.03% de arcillas, 34.78% de limos y 9.19% de arenas, la textura del suelo de estudio se clasifica como Arcillosa, ver Figura 5 y Figura 6.

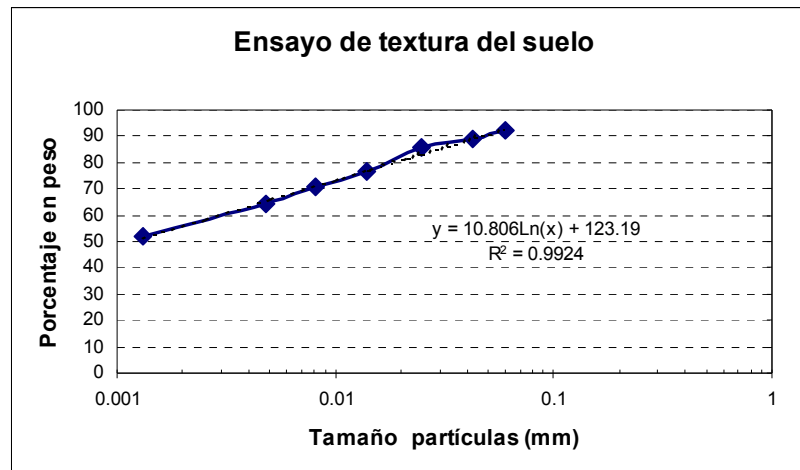


Figura 5. Determinación de la textura según la clasificación de la U.S.D.A. para el suelo de estudio.

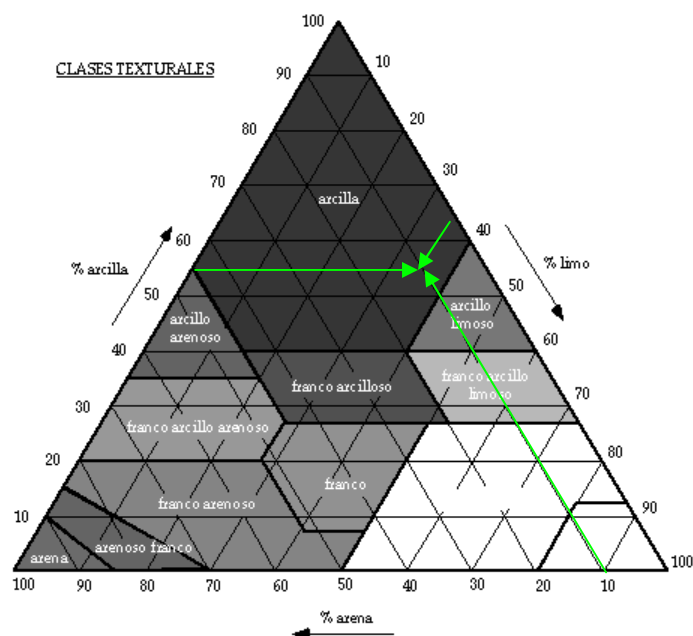


Figura 6. Diagrama triangular para la determinación de la textura según la clasificación de la U.S.D.A.

Para realizar una buena experimentación, es necesario conocer las condiciones iniciales del suelo con que se realizará la modelación. En la Tabla 17, se muestran los resultados de los ensayos del contenido inicial de las formas nitrogenadas en el suelo.

Tabla 17. Contenido inicial de nitrógeno en el terreno (%: mg N/100 mg suelo húmedo, mg N/L: en el agua inicial contenida en el suelo).

| Nitrógeno Total | | N Amoniacal | | N Nitrosos | | NKT | | Nitrógeno Orgánico | |
|-----------------|----------|-------------|----------|------------|----------|----------|----------|--------------------|----------|
| (%) | (mg N/L) | (%) | (mg N/L) | (%) | (mg N/L) | (%) | (mg N/L) | (%) | (mg N/L) |
| 1.35E-01 | 754.61 | 3.5E-04 | 1.95 | 3.15E-04 | 1.76 | 1.35E-01 | 752.85 | 1.35E-01 | 750.90 |

Los porcentajes representan los miligramos de nitrógeno por cada 100 miligramos de suelo húmedo. El expresar el contenido de nitrógeno en forma de concentraciones (mg/L) no significa necesariamente que el nitrógeno esté en forma soluble en el agua. Esto será estrictamente cierto para el nitrógeno en forma de nitratos. Tanto el nitrógeno amoniacal como el nitrógeno orgánico pueden estar adsorbidos en el terreno, por lo que la concentración reflejada en la Tabla 17 es un indicador del contenido total, no de su disponibilidad.

Tabla 18. Escala de interpretación de las características del suelo

| pH | | | Materia Orgánica (%) | | | Nitrógeno (%) | | | Conductividad (dS/m) | | |
|---------|---------|----------|----------------------|---------|---------|---------------|----------|------|----------------------|-------------|------------|
| Ácido | Neutra | Alcalina | Alto | Medio | Bajo | Alto | Normal | Bajo | No Salino | Mod. Salino | Muy salino |
| 4.0-6.8 | 6.8-7.2 | 7.2-9.0 | 3.44-3.1 | 3.1-2.5 | 2.5-1.3 | >0.15 | 0.15-0.1 | <0.1 | 0-2 | 2-8 | >8 |

En general, la salinidad del suelo se indica para el extracto de saturación del suelo (CE), pero con una humedad igual a la capacidad de campo, la concentración de sales será aproximadamente el doble ($CE_{CC}=2CE$). La conductividad se puede expresar como concentración salina (Castell y Lorca, 2006), así:

$$\text{Salinidad (g/L)} = 0.64 * CE_{cc} \quad (141)$$

Donde CE_{CC} es la conductividad eléctrica con una humedad igual a la capacidad de campo. Dando como resultado, una concentración salina máxima de 0.21 g/L.

Como se puede ver en la Tabla 18, desde el punto de vista agronómico, la cantidad de nitrógeno total inicial en el suelo puede considerarse normal, mientras el contenido de materia orgánica es alto, la conductividad eléctrica baja y el pH ligeramente alcalino. Ya que la conductividad eléctrica del terreno es menor de 8 dS/m y el pH del suelo mayor de 4, se puede aplicar el purín en el suelo sin riesgo de contaminación por salinización.

4.3. ADSORCIÓN/DESORCIÓN DEL NITRÓGENO AMONIAICAL.

Para analizar el proceso de adsorción/desorción del amonio en el suelo a estudiar, se siguió el siguiente procedimiento experimental:

Para desadsorber el posible amonio retenido por el suelo se realizaron varios lavados del mismo, los cuales consisten en agitar 40 g del suelo tamizado con malla de 2 mm y 350 mL de agua desionizada. Esta operación se repitió cinco veces hasta que se consideró que la concentración de nitrógeno amoniacal era prácticamente constante, ver Tabla 19.

Tabla 19. Valores del amonio lavado del suelo.

| # Lavado | NH ₄ ⁺ lavado Ce (mg/L) |
|------------------------|--|
| 1 | 0.37 |
| 2 | 0.42 |
| 3 | 0.48 |
| 4 | 0.27 |
| 5 | 0.23 |
| Promedio lavado | 0.35 |

Luego se mezclaron 2 gr de suelo con 20 mL de la solución patrón de amonio de diferentes concentraciones (1-1000 mg N/L) preparadas a partir de NH₄Cl. La mezcla se agitó durante 30 minutos y se separó el líquido sobrenadante después de 4 horas de sedimentación. Se filtró la solución para evitar errores debido a la turbidez en el momento de la determinación del amonio (C_e).

Los resultados experimentales se muestran en la figura siguiente:

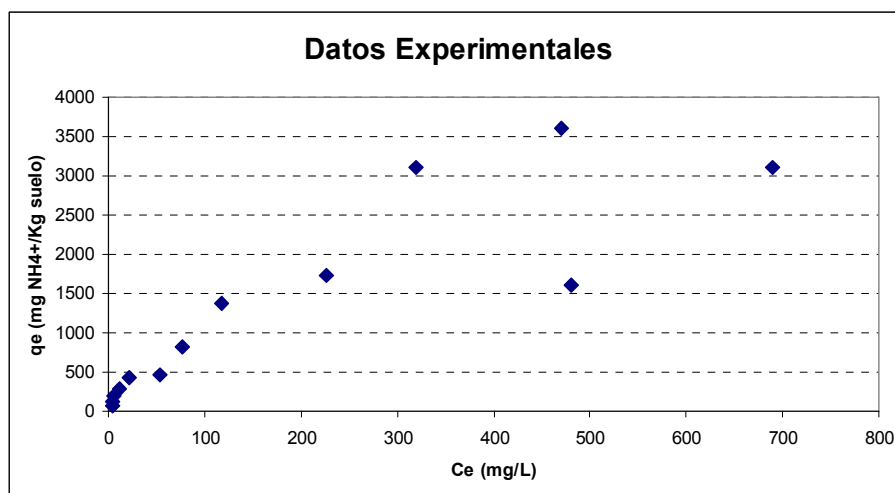


Figura 7. Datos experimentales para obtener la isoterma de adsorción del amonio

Donde q_e es la cantidad de amonio retenida por el suelo ((C_i – C_e)/masa de suelo) y C_e la concentración de amonio en equilibrio con la fracción adsorbida en el terreno.

El comportamiento de la isoterma de adsorción presenta tres zonas que se diferencian claramente. La primera zona (hasta la concentración de equilibrio de 21.6 mg/L), presenta un comportamiento lineal con alta pendiente que puede asociarse a la formación de la monocapa de adsorción. La segunda, es una zona de transición (hasta C_e igual a 320 mg/L) con pequeñas fluctuaciones y pendiente de crecimiento menor debido a que la solución patrón es cercana a la capacidad de adsorción del suelo y posiblemente se estén formando otras capas de adsorción. Finalmente, una zona con crecimiento mucho más suave, donde la concentración patrón es mayor que la capacidad de adsorción del suelo, se ha formado más de una capa de

adsorción del amonio y el suelo no es capaz de adsorberlo con la misma facilidad que en las zonas anteriores. Según la definición propuesta por Orihuel (1982), el suelo estudiado sigue una isoterma de equilibrio favorable a la solución patrón de amonio, es decir que el adsorbante (suelo), presenta capacidades de adsorción grandes para pequeñas concentraciones del soluto en fase líquida (amonio).

En los ensayos de laboratorio realizados por Mabrouki (1998), sobre un suelo fino con predominio de limos y arcillas, se obtuvo una isoterma de adsorción lineal con la siguiente ecuación: $q_e = 6.1 * C_e + 4$. A partir de los datos experimentales sobre el suelo a estudiar (textura Arcillosa con 56.03% de arcillas, 34.78% de limos y 9.19% de arenas), se realizó un análisis de ajuste a distintos modelos de adsorción-desorción (Freundlich, Langmuir y BET) y el obtenido por Mabrouki (1998), observándose que el mejor ajuste se encuentra con la isoterma de Freundlich. Este modelo establece la relación:

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (142)$$

Para calcular las constantes, la ecuación (142) debe linealizarse, lo cual se logra aplicando logaritmos en ambos lados de la ecuación. De esa forma quedaría:

$$\log(q_e) = \log k_f + (1/n)\log C_e \quad (143)$$

Esta ecuación representa una línea recta cuya pendiente es $1/n$, y su intercepto con el eje de las ordenadas es $\log k_f$, por lo que los valores de estas constantes pueden obtenerse por regresión lineal a partir de datos de $\log(q_e)$ vs. $\log(C_e)$, ver Figura 8.

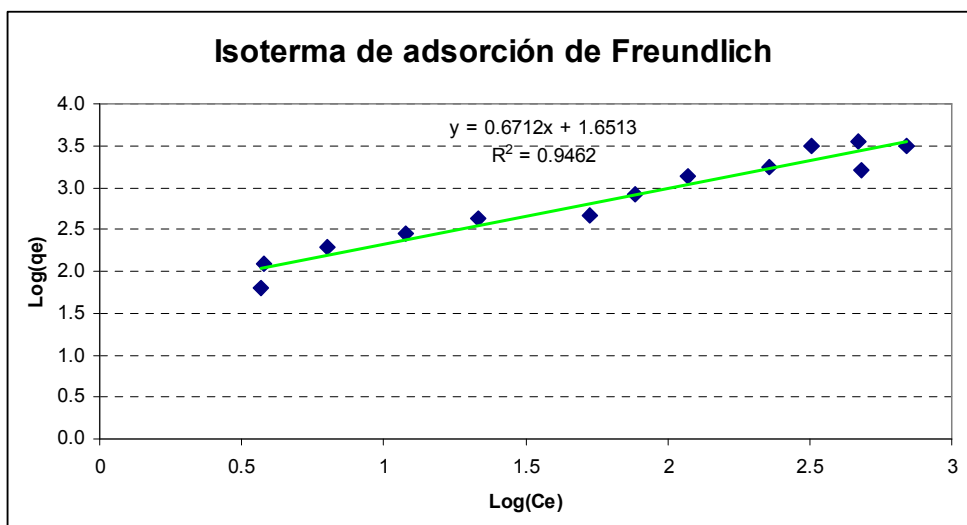


Figura 8. Ajuste de los datos experimentales a la isoterma de Freundlich

A partir de este ajuste se determinan los valores de K_f igual a 44.8023 (mg/kg)(L/mg)^{0.6712} y de n igual 1.4899. Cabe destacar que las concentraciones de equilibrio manejadas en esta investigación están dentro del rango inferior de la recta de ajuste de la isoterma.

La utilización de isothermas de adsorción tiene un rango de validez restringido a valores bajos de concentración. Además no permiten explicar la marcada asimetría y las colas que suelen observarse en las curvas de llegada del trazador en ensayos reales, (Candela y Varela, 1993). Por estos motivos y porque PRZM3.12.2 permite la descripción de la cinética de adsorción/desorción del amonio, se decidió realizar un modelo cinético de adsorción con los mismos datos experimentales.

El análisis del equilibrio entre el amonio adsorbido y desorbido por el suelo, se representa por medio de la siguiente cinética de primer orden:

$$\frac{d[NH_4^+]}{dt} = -KADS[NH_4^+] + KDES[q] = 0 \quad (144)$$

Aplicando el método numérico de Euler para la integración de la ecuación diferencial, se obtiene:

$$[NH_4^+]_i = [NH_4^+]_0 + (-KADS[NH_4^+]_i + KDES[q]_i)\Delta t \quad (145)$$

Donde:

$[NH_4^+]_i$ es la concentración de amonio en el agua para el tiempo i [M/L³]

$[NH_4^+]_0$ es la solución patrón de amonio [M/L³]

$[q]_i$ es la diferencia entre la concentración de amonio inicial y la calculada en cada momento. [M/L³]

KADS es la constante de adsorción de amonio a ajustar [1/intervalo de tiempo]

KDES es la constante de desorción de amonio a ajustar [1/intervalo de tiempo].

Δt es el diferencial de tiempo, de 0 a 30 minutos, tiempo suficiente para alcanzarse el equilibrio del sistema. Mabrouki (1998) estudió el efecto del tiempo de agitación sobre la retención de amonio y concluyó que 1 minuto de agitación es suficiente para alcanzar dicho equilibrio, deduciendo que la retención del amonio sobre el suelo que estudiaron, puede considerarse instantánea.

Este análisis se realizó por medio de una hoja de Excel, calculando para cada paso de tiempo i , los valores del amonio adsorbido y desorbido ($[NH_4^+]_i$ y $[q]_i$), ajustando a partir de la herramienta solver, los valores de KADS y KDES que logren ajustarse a los valores experimentales de C_e y q_e ($[NH_4^+]_{i=30}$ y $[q]_{i=30}$).

Se encontró inicialmente la relación C_e/q_e entre todos los ensayos realizados como punto de partida para el ajuste matemático ($C_e = 1.5291 * q_e$), pero los ensayos realizados con concentraciones de amonio bajas no se lograban ajustar a dichas condiciones. Por tal motivo, se dividió el ensayo en dos zonas, la primera de concentraciones bajas, coincidiendo con la zona uno de los datos experimentales y el orden de magnitud de las concentraciones de amonio manejadas en esta investigación (ver Figura 7 y Figura 9) y una segunda zona para concentraciones mucho más altas ($C_e = 0.4577 * q_e$ y $C_e = 1.5292 * q_e$, respectivamente). Se escogió la solución que menor constante de adsorción produjo, para tratar de minimizar el error entre el amonio retenido al final de las experimentaciones y el simulado con el modelo PRZM.3.12.2.

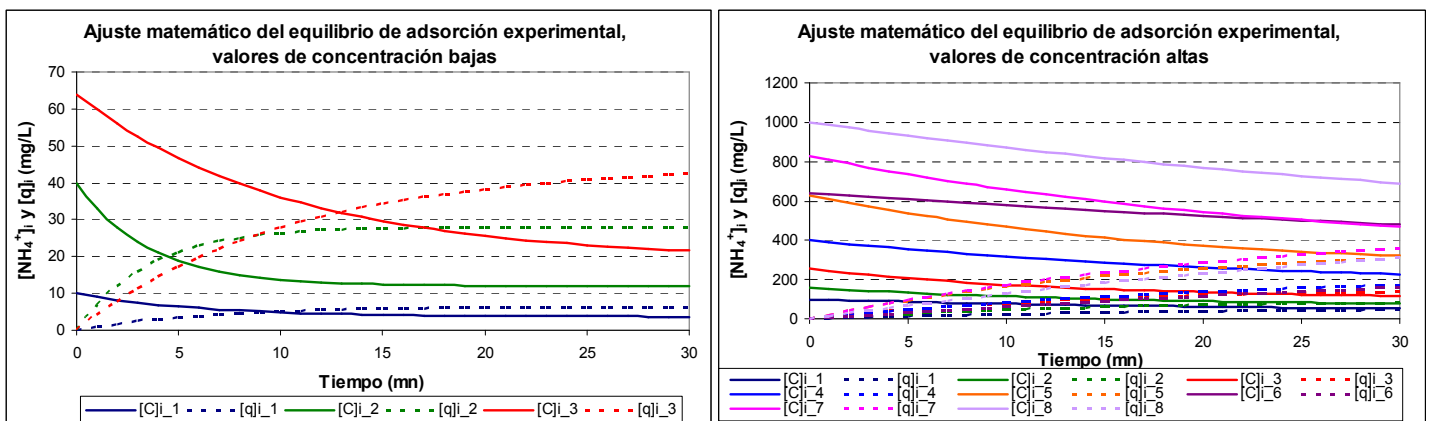


Figura 9. Ajuste matemático del equilibrio de adsorción experimental por medio del modelo cinético de adsorción de amonio.

En la Figura 9 se muestra el ajuste matemático utilizando el método numérico de Euler para encontrar el equilibrio de adsorción de amonio en el suelo.

Los resultados del ajuste de las constantes de adsorción/desorción se muestran en la Tabla 20:

Tabla 20. Resultado del ajuste de la cinética de adsorción/desadsorción del amonio. Valores promedio y desviación estándar (%), zona concentraciones bajas y altas.

| | Valores de concentraciones bajas | | Valores de concentraciones altas | |
|-------------------------------------|----------------------------------|---------------|----------------------------------|---------------|
| | KADS | KDES | KADS | KDES |
| | 0.0961 | 0.0554 | 0.0295 | 0.0193 |
| | 0.1727 | 0.0740 | 0.0381 | 0.0249 |
| | 0.0649 | 0.0278 | 0.0438 | 0.0286 |
| | | | 0.0248 | 0.0162 |
| | | | 0.0330 | 0.0215 |
| | | | 0.0107 | 0.0070 |
| | | | 0.0249 | 0.0163 |
| | | | 0.0143 | 0.0094 |
| Valor medio (d⁻¹) | 0.1112 | 0.0524 | 0.0274 | 0.0179 |
| Desviación (%) | 49.88 | 44.36 | 40.99 | 40.99 |

4.4. COLUMNAS EXPERIMENTALES DE INFILTRACIÓN.

4.4.1. Características del experimento.

La experimentación con columnas de infiltración consiste en un conjunto de nueve columnas ubicadas en el laboratorio de Ingeniería Sanitaria (ETSICCP), de la Universidad Politécnica de Valencia, con las siguientes características:

Material: metacrilato, transparente.

Diámetro interno: 0.1 m.

Longitud variable: Tres columnas de 0.4 m, tres de 1.0 m y otras tres de 1.6 m.

El diámetro se escogió pensando en evitar flujos preferenciales y en la facilidad del montaje. Un diámetro mayor trae problemas técnicos de espacio y soporte de las columnas y uno menor produce mayores flujos preferenciales por las paredes.

Cada columna tiene una base de 5 cm de grava que soporta el terreno y 5 cm de superficie libre para facilitar el vertido del agua al simular lluvias fuertes. La base de cada columna se aisló del ambiente mediante un sistema de evacuación y aforado del lixiviado, formado por un plástico que encierra la parte inferior para evitar pérdidas de humedad e introducción de aire. Este dispositivo está unido a un pequeño tubo que conduce el líquido a un recipiente aforado para medir el volumen lixiviado y analizar su composición.

Debido al peso propio del suelo y al flujo del agua a través de los espacios libres, el suelo en las columnas se compacta. Siendo mayor en las columnas de estructura media y

gruesa por ser las que más espacios vacíos tienen por reocuparse y en las de longitud mayor, por tener más peso que compacta las zonas inferiores.

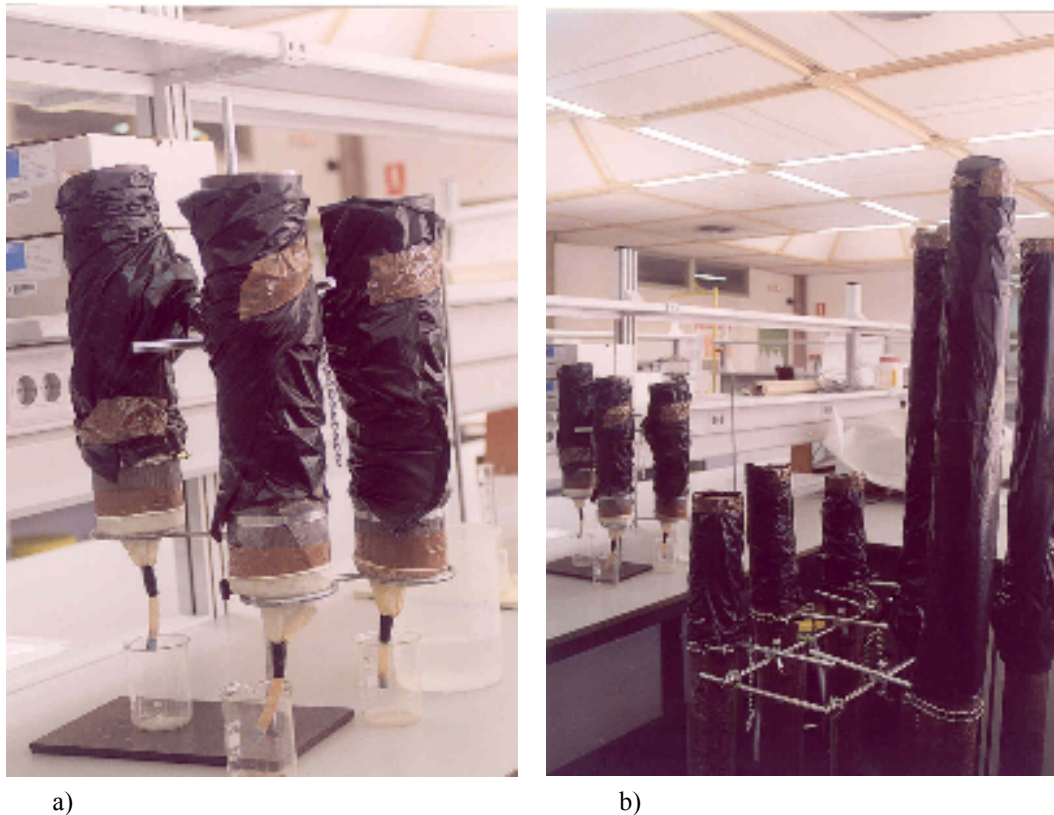


Figura 10. a) Columnas cortas, C1, C2 y C3. Se observa en la parte inferior el sistema de evacuación y lixiviado, b) Vista general del montaje de las columnas experimentales

Como se puede ver en la Figura 10, las columnas se cubrieron lateralmente con plástico de color negro para que no se desarrollaran algas o pequeñas plantas en la zona lateral, al disponer de luz suficiente para ello. Esto hubiera supuesto una distorsión de los resultados al generar materia orgánica a partir de sustancias inorgánicas.

Tabla 21. Diseño experimental de las columnas

| Columna | Longitud de la columna (m) | Granulometría del suelo | Dosificación de purín |
|---------|----------------------------|-------------------------|-----------------------|
| 1 | 0.40 | Gruesa | Mínima |
| 2 | 0.40 | Media | Máxima |
| 3 | 0.40 | Fina | Media |
| 4 | 1.00 | Gruesa | Máxima |
| 5 | 1.00 | Media | Media |
| 6 | 1.00 | Fina | Mínima |
| 7 | 1.60 | Gruesa | Media |
| 8 | 1.60 | Media | Mínima |
| 9 | 1.60 | Fina | Máxima |

El diseño experimental tiene como uno de sus objetivos, evaluar la significancia de la longitud de la columna, la granulometría del suelo y la dosis de purín en los procesos del ciclo

del nitrógeno. Al igual que Grageda-Cabrera, (2000), que utilizó un modelo factorial de tres parámetros (suelo, humedad y fuente de nitrógeno) y tres repeticiones, se analiza el efecto de tres factores (longitud de la columna, granulometría del suelo y dosis de purín) a tres niveles cada uno (alto, medio y bajo), en lo que se conoce como diseño experimental L9. La aplicación de este método estadístico permite el análisis de la varianza ANOVA, evitando tener que realizar 27 ensayos para obtener el mismo resultado, (ver Tabla 21).

El suelo con el que se rellenaron las columnas, fue una mezcla de los 30 cm extraídos del perfil. Como el contenido de humedad era muy elevado (21.85%), el terreno se dejó secar durante tres semanas en el laboratorio antes de proceder al llenado de las columnas. Al realizar el llenado de las columnas se separaron en tres granulometrías diferentes, de la siguiente manera:

- Suelo Fino: suelo tamizado con un tamiz de malla 2 mm.
- Suelo Medio: suelo al que se le han extraído las piedras que no atraviesan un tamiz de malla de 2 cm.
- Suelo Grueso: suelo natural, quitando gravas de tamaño superior a 5 cm.

Según los criterios referentes a la existencia de gravas en la superficie del terreno con diámetros entre 1 y 15 cm propuesta por la USDA-SCS, 1974 y la FAO, 1977, tomado de Porta y López-Acevedo (2005), estas tres divisiones del suelo realizadas según la granulometría se pueden clasificar como:

- Suelo Fino (<10% de gravas), se clasifica como suelo con pocas gravas.
- Suelo Medio (entre un 12 y un 38% de gravas), se clasifica como un suelo con contenido medio de gravas.
- Suelo Grueso (entre un 21 y un 59% de gravas), se clasifica como un suelo con muchas gravas.

Se realizó la experimentación con estos tres tipos de granulometría para diferenciar y analizar la dependencia de esta variable con los procesos de transporte de las formas nitrogenadas en el suelo.

Así mismo, con miras a la validación del modelo, se analizan los resultados de dos columnas pertenecientes a ensayos de lixiviación en columnas similares a las nuestras, donde el objetivo final era analizar la eficacia de una fuente de carbono destinada a producir la desnitrificación de los nitratos tras la aplicación de purines en un estado casi completo de saturación por medio de una columna de 40 cm y 4 de 100 cm, (Navarro, 2003). De esta serie

de análisis solo se puede tomar la columna de 40 cm (C1') y una de 100 cm (C5'), porque las demás columnas han tenido aplicación de la fuente de carbono (sacarosa). La duración total de este ensayo fue de 148 días.

4.4.2. Dosificación del purín.

La dosificación del purín líquido se realizó en dos aplicaciones, la primera el 8 de febrero de 2002 al inicio de los ensayos y la segunda el 9 de marzo del mismo año. A efectos prácticos, es mejor aplicar la cantidad de nitrógeno total que puede asumir el terreno en dosis sucesivas (siempre que el cultivo lo permita). De esta manera se evita un encharcamiento excesivo del terreno y, si tiene lugar un periodo de precipitación importante tras la aplicación, sólo percolará más allá de la zona radicular, una parte del nitrógeno aportado.

El volumen del purín a aplicar se calculó a partir del contenido en nitrógeno del mismo y la normativa ambiental sobre protección de aguas (RD 261/1996, de 16 de febrero (91/676/CEE)), la cual establece como límite de aplicación por hectárea la cantidad de estiércol que contenga 170 kg N/ha/año. No obstante, durante los primeros cuatro años de implantación de este decreto (hasta febrero de 2000), se permitía la aplicación de 210 kg N/ha/año. En la columna C1', no se realizó aplicación de purín y la columna C5' ha tenido dos aplicaciones de purín (175 mg de nitrógeno total). Teniendo en cuenta el diámetro de las columnas, las dosis aplicadas se muestran en la Tabla 22. Como se puede ver, la cantidad de nitrógeno total aportado por el purín respecto al existente en los primeros treinta centímetros de suelo es pequeña.

Tabla 22. Dosificación del purín aplicada a las columnas

| Columna | Dosis | Granulometría del suelo | Volumen a aplicar (mL) | Dosis a aplicar (kg N/ha) | Adición de NT (mg) | %NT respecto al existente en los 30 cm iniciales (%) |
|---------|-------|-------------------------|------------------------|---------------------------|--------------------|--|
| C1 | Baja | Gruesa | 9.54 | 170.05 | 133.56 | 5.81 |
| C2 | Alta | Media | 14.02 | 249.91 | 196.28 | 7.66 |
| C3 | Media | Fina | 11.78 | 209.98 | 164.92 | 5.83 |
| C4 | Alta | Gruesa | 14.02 | 249.91 | 196.28 | 7.15 |
| C5 | Media | Media | 11.78 | 209.98 | 164.92 | 5.98 |
| C6 | Baja | Fina | 9.54 | 170.05 | 133.56 | 4.82 |
| C7 | Media | Gruesa | 11.78 | 209.98 | 164.92 | 4.85 |
| C8 | Baja | Media | 9.54 | 170.05 | 133.56 | 5.10 |
| C9 | Alta | Fina | 14.02 | 249.91 | 196.28 | 7.03 |
| C1' | Nula | Gruesa | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C5' | Alta | Media | 14 | 222.82 | 175 | 6.34 |

Además del purín, se aplicó, cuando procediera, agua desionizada (conductividad < 3 $\mu\text{S/cm}$) para simular la precipitación total diaria caída en la zona durante el periodo de estudio.

4.4.3. Condiciones meteorológicas.

Las columnas estuvieron todo el tiempo bajo condiciones climáticas conocidas. La temperatura del aire en el laboratorio osciló entre 16 y 28°C. El volumen de lluvia aplicado fue el correspondiente a los datos suministrados por el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (I.V.I.A.) para la estación climática de Onda a partir del primero de septiembre de 2001 hasta el 2 de enero de 2002, periodo de lluvias de gran importancia en la región. El volumen total de precipitación en el periodo de estudio fue de 303 mm, que corresponde a una dosificación total de 2392.4 mL de agua desionizada en las columnas.

En las columnas C1' y C5', se tenía planeado aplicar el mismo volumen y distribución de la lluvia que se aplicó en las nueve columnas iniciales, pero dado que el objetivo era analizar la desnitrificación, se decidió aumentar la cantidad de agua aplicada. Inicialmente se aplicó un volumen diario constante de 75 mL, después de la llegada de la época calurosa, se aumentó nuevamente a 100 mL diarios, lo que equivale a 12.73 mm/día. El volumen total aplicado fue de 9535 mL, que corresponde a una precipitación total de 1214.6 mm.

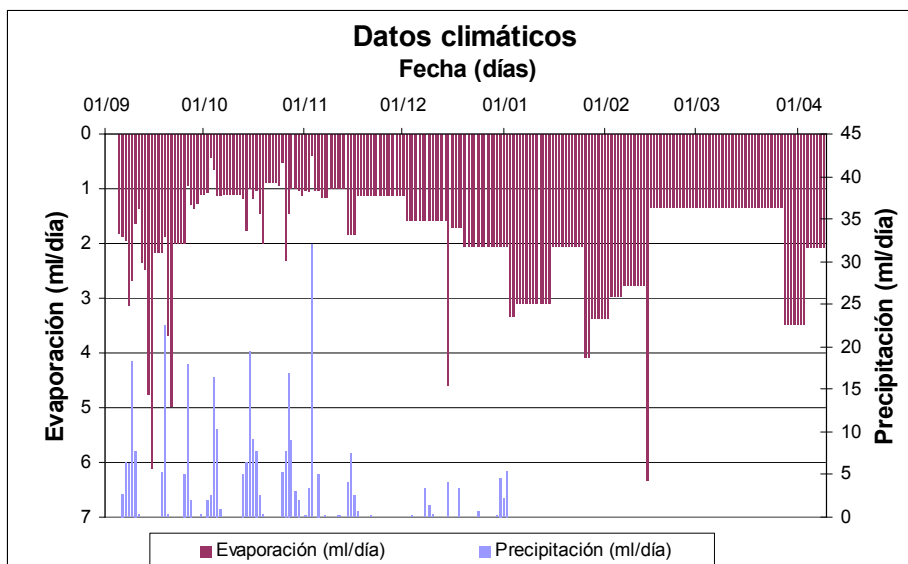


Figura 11. Datos de lluvia, estación climática de Onda (01/09/01 a 02/01/02) y evaporación medida en laboratorio.

Por medio de un recipiente aforado lleno de agua destilada, se midió diariamente su pérdida de peso, lo cual es un buen estimativo de la evaporación ocurrida dentro del

laboratorio. En la Figura 11 se muestran los datos experimentales de la evaporación y los datos de precipitación obtenidos de la estación meteorológica.

4.5. RESULTADOS.

Los resultados que se muestran a continuación hacen referencia a la evolución del drenaje, el contenido en nitrógeno y la materia orgánica.

4.5.1. Evolución del drenaje.

Debido al diseño experimental realizado es posible diferenciar el efecto del tipo de granulometría del suelo y de la longitud en la rapidez del drenaje. En la Figura 12 se muestra la evolución acumulada del drenaje por longitud característica respecto al volumen de lluvia acumulado aplicado.

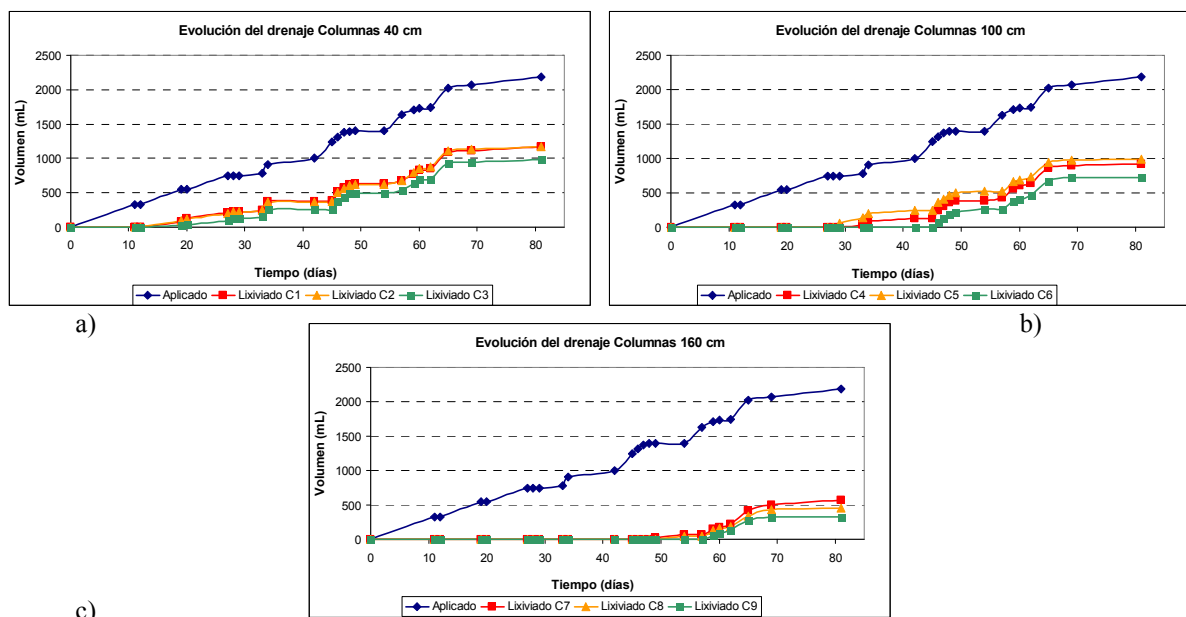


Figura 12. Evolución del drenaje acumulado por longitud de columna. a) columnas 40 cm, b) columnas 100 cm y c) columnas 160 cm. Textura fina: línea rosa, textura media: línea verde, textura gruesa: línea roja.

Respecto a la granulometría del suelo, las columnas finas lixivian un poco menos agua que las columnas de granulometría media y gruesa, las cuales presentan un comportamiento similar. Esto evidencia la diferencia de la velocidad de drenaje, que se traduce en valores de la conductividad hidráulica del terreno diferentes. Las columnas de 160 cm tienen un retraso de 39 días en promedio en la lixiviación respecto a las columnas de 40 cm, por lo tanto el tiempo de residencia del agua dentro de la columna es mayor, lo cual facilita la asimilación de carbono y nutrientes.

Respecto al efecto del tipo de suelo, se muestra una clara retención de agua por parte de las columnas de textura fina, entre un 7% y un 10% más que en las de textura media o gruesa que se comportan prácticamente igual.

El drenaje no es efectivo, es decir, no todo el volumen aplicado se lixivia. Debido a que el drenaje es lento, se presentan pérdidas por evaporación y ganancias de humedad del terreno respecto a la humedad inicial, hasta alcanzar su capacidad de campo (ver Figura 12 y Tabla 23).

En la Tabla 23 se muestra que la eficiencia promedio de drenaje respecto al volumen total aplicado obtenida en las columnas de 160 cm es del 18%, del 36% en las de 100 cm y del 46% en las columnas de 40 cm.

Tabla 23. Eficiencia del drenaje según longitud y granulometría del suelo.

| Columna | Granulometría del suelo | Volumen lixiviado (mL) | Eficiencia drenaje (%) |
|-----------------|-------------------------|------------------------|------------------------|
| C1 | gruesa | 1164.34 | 48.67 |
| C2 | media | 1170.99 | 48.95 |
| C3 | fina | 983.00 | 41.09 |
| Promedio | | 1106.11 | 46.23 |
| C4 | gruesa | 912.92 | 38.16 |
| C5 | media | 986.00 | 41.21 |
| C6 | fina | 724.00 | 30.26 |
| Promedio | | 874.31 | 36.55 |
| C7 | gruesa | 569.00 | 23.78 |
| C8 | media | 455.00 | 19.02 |
| C9 | fina | 326.00 | 13.63 |
| Promedio | | 450.00 | 18.81 |
| C1' | media | 7955 | 83.43 |
| C5' | media | 7008 | 73.50 |
| Promedio | | 7481.50 | 80.27 |

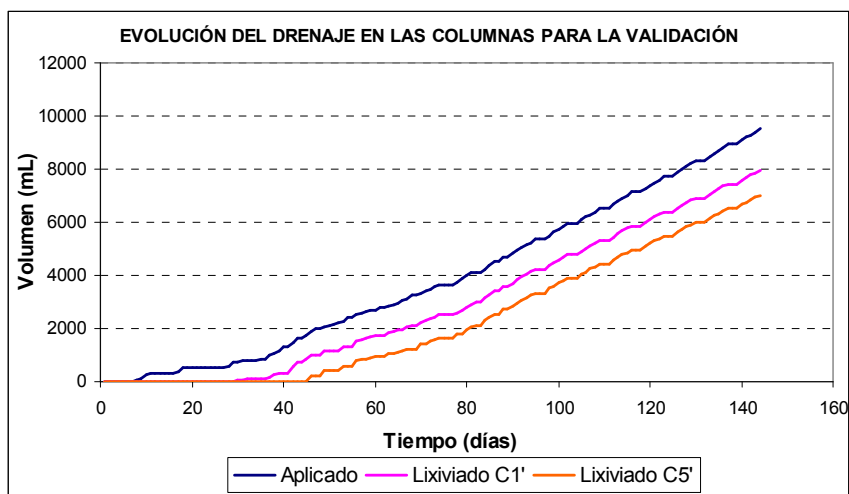


Figura 13. Evolución del drenaje Columnas C1' (40 cm) y C5' (100 cm). Textura media.

En las columnas C1' y C5', se presentó una eficiencia en el drenaje por encima del 70% (ver Figura 13). Debido al gran volumen de agua aplicado, las columnas casi siempre se encuentran con una humedad cercana o un poco por encima de la capacidad de campo, por lo tanto cuando se alcanza esta condición de humedad, el resto del agua aplicada drena libremente.

4.5.2. Contenido de humedad. Balance de agua.

Después de desmontar las columnas, previamente a la determinación de la materia orgánica, se midió el contenido de agua de las distintas secciones de las columnas a partir del secado a peso constante en estufa a 105°C. Los perfiles de humedad obtenidos se muestran en la Figura 14.

Se puede comprobar que los perfiles más regulares corresponden a las columnas cuya granulometría es más fina. Las diferencias de humedad entre las columnas C1, C2 y C3 son debidas a la diferente estructura de cada una de ellas, dado que se desmontaron el mismo día. El resto de las columnas se desmontaron en diferentes días, por lo que las variaciones de humedad responden tanto a la granulometría como a la mayor evaporación que sufrieron las columnas que se desmontaron más tarde. También se puede observar, que los perfiles correspondientes a las columnas finas y medias de 100 y 160 cm son muy similares, mientras que las columnas gruesas presentan contenidos de humedad bastante menores. A este respecto hay que indicar que entre el desmontaje de la columna C9 y la C7 transcurrieron dos meses.

Se observa que los últimos tres puntos de las columnas C6 y C9 (en los 20 cm finales), presentan un aumento acusado de la humedad, haciendo variar la tendencia de la curva hasta ese punto. Esto puede ser debido al arrastre de material fino provocado por el flujo y la compactación de esta última capa debido al peso del suelo, favoreciendo la retención de agua. Si esta suposición es cierta, se observará la discrepancia cuando se emplee el modelo matemático de infiltración para la calibración del flujo con un solo valor de capacidad de campo.

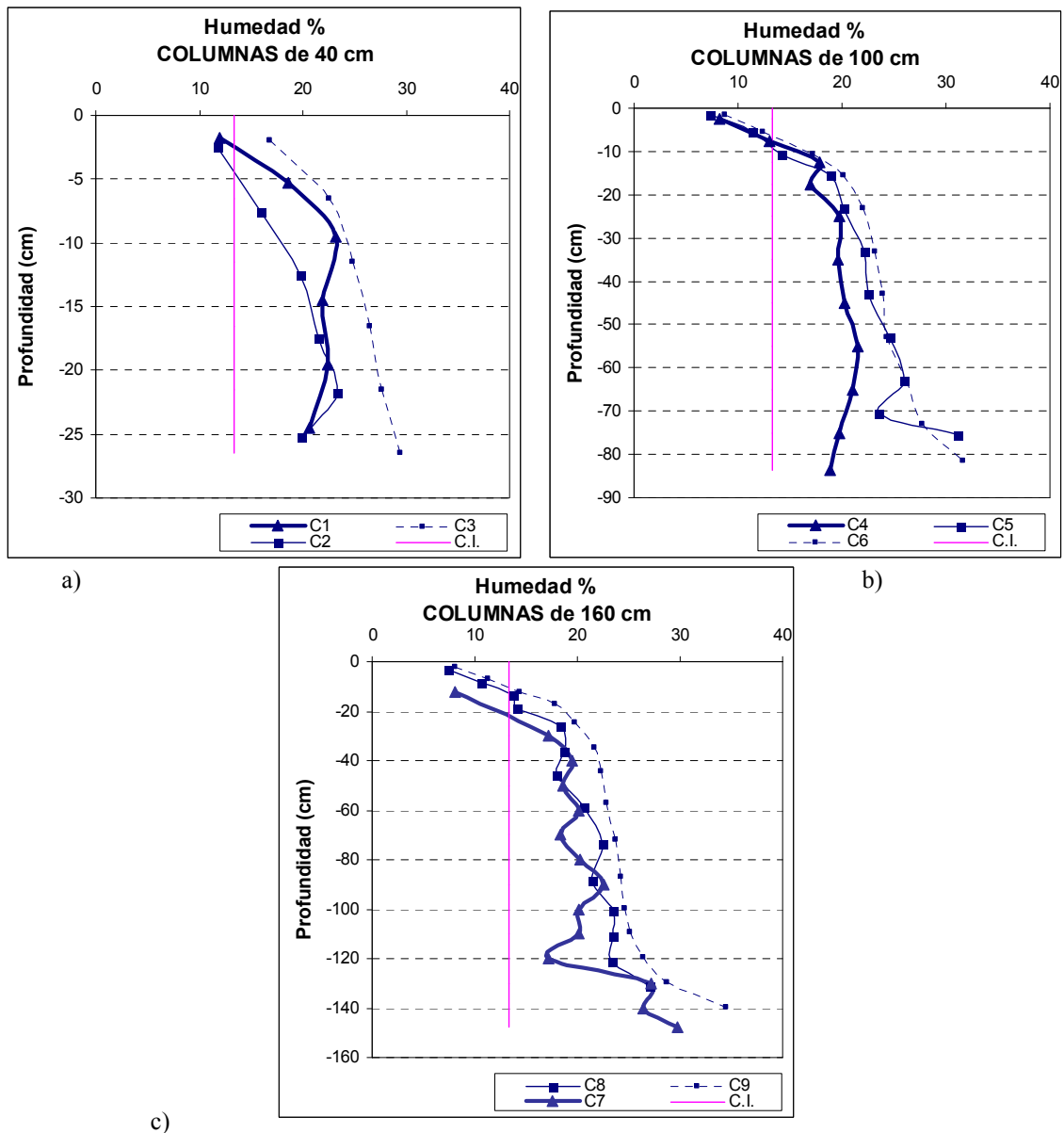


Figura 14. Variación de la humedad con la profundidad. Humedad inicial línea color rosado. a) columnas de 40 cm, b) columnas de 100 cm y c) columnas de 160 cm.

A continuación se planteará el balance de agua en la columna como:

$$\Delta \text{Humedad} = \text{Humedad Final} - \text{Humedad Inicial} = \text{Precipitación} - \text{Evaporación} - \text{Percolación} \quad (146)$$

El agua inicial se calcula a partir de la humedad inicial, que se asume homogénea en toda la columna, dado que el suelo de relleno se ha dejado secar en el laboratorio durante 45 días. En ese periodo la humedad se redujo desde el 21.85% al 13.24%.

La precipitación ha sido la misma para todas las columnas, 303.78 mm durante el periodo completo de experimentación. Lo cual corresponde a una dosificación total de agua de 2392.4 mL en cada columna.

La evaporación ha sido variable, en función del tiempo transcurrido hasta que se desmontó la columna y se ha continuado midiendo continuamente en el laboratorio por medio del recipiente lleno de agua.

En la Tabla 24 se muestran los resultados obtenidos. La columna denominada *Diferencia* muestra la desviación existente entre el incremento de la humedad calculada mediante el balance y el real. La diferencia positiva refleja el hecho de que en todas las columnas, salvo en la ocho, debería haber más agua de la que en realidad hay.

Tabla 24. Características del balance de agua al final de las simulaciones de lluvia.

| Columna | Incremento humedad real (mL) | Agua percolada (mL) | Agua evaporada (mL) | Incremento humedad calculada (mL) | Diferencia (mL) | Diferencia / precipitación (%) |
|---------|------------------------------------|---------------------------|---------------------------|---|--------------------|--------------------------------------|
| 1 | 109.74 | 1164.34 | 781.41 | 446.65 | 336.91 | 14.08 |
| 2 | 88.89 | 1171.00 | 781.41 | 439.99 | 351.1 | 14.68 |
| 3 | 217.90 | 983.00 | 781.41 | 627.99 | 410.09 | 17.14 |
| 4 | 225.42 | 912.92 | 1086.40 | 393.08 | 167.66 | 7.01 |
| 5 | 291.81 | 986.00 | 996.93 | 409.47 | 117.66 | 4.92 |
| 6 | 435.63 | 724.00 | 939.46 | 728.94 | 293.31 | 12.26 |
| 7 | 350.74 | 569.00 | 1185.24 | 638.16 | 287.42 | 12.01 |
| 8 | 470.38 | 455.00 | 1644.74 | 292.66 | -117.72 | -7.43 |
| 9 | 859.81 | 326.00 | 1174.21 | 892.19 | 32.38 | 1.35 |

Las columnas C9, C5 y C4 presentan un error inferior al 10% con respecto a la entrada principal de agua que es la precipitación. Las columnas más pequeñas son las que mayor desviación presentan. Este hecho puede deberse a una evaporación no controlada en el sistema de recogida del agua cuando se producían lixiviados y a través de la parte inferior de la columna. Las columnas de menor longitud son las que más agua han percolado y mayor humedad presentan en las capas inferiores, por tal motivo son las que mayor desviación presentan.

4.5.3. Formas nitrogenadas.

Las formas nitrogenadas se determinaron en dos medios diferentes:

- **Análisis de las formas nitrogenadas incluidas en el lixiviado.** Debido a la aplicación de la lluvia, a las diferencias hidráulicas generadas por la granulometría del

suelo y a la dosificación de purín, cada columna presentó volúmenes de agua lixiviada y concentraciones de las formas nitrogenadas diferentes.

- **Análisis de las formas nitrogenadas retenidas en el suelo.** Al finalizar las experimentaciones, se desmontaron las columnas y se fragmentaron en secciones cada 5, 10 y 15 cm según la longitud de cada columna, con el fin de determinar las concentraciones de las distintas formas de nitrógeno retenidas en el terreno y obtener un perfil de variación del nitrógeno total, del amonio y de los nitratos con la profundidad. De esta manera, conociendo las cantidades de nitrógeno aportado por el purín, las lixiviadas y las retenidas en el suelo, se obtiene la información necesaria para realizar el balance de nitrógeno y la calibración del modelo PRZM3.

4.5.3.1. Análisis de las formas nitrogenadas lixiviadas.

Como producto de la simulación de la lluvia, a partir del día 11 del inicio del experimento, comenzó a percolar agua a través de las columnas C1 y C2 (granulometría gruesa y media respectivamente) y finalizó el día 81. La simulación de lluvia se llevó a cabo hasta el 11 de junio de 2002 (124 días de lluvia).

El inicio de la percolación, obviamente, es mucho más lento en las columnas de mayor longitud, siendo las primeras en percolar las de 40 cm y granulometría gruesa, ver Figura 12. Para mayor claridad todas las gráficas seguirán la nomenclatura mostrada en la Tabla 25.

Tabla 25. Nomenclatura a seguir en todas las gráficas.

| Estructura del terreno | | Dosificación purín | |
|------------------------|-----------|--------------------|---------------------------|
| Granulometría | Símbolo | Dosificación | Color y forma de línea |
| Gruesa | Cuadrado | Alta | Rojo, gruesa |
| Media | Rombo | Media | Verde, intermedia |
| Fina | Triángulo | Baja | Azul, discontinua delgada |

Para hacer una estimación de la concentración media de las distintas formas nitrogenadas que alcanzarían el acuífero al final del periodo de simulación, se calcula el término “concentración integrada”. Este término tiene en cuenta la acción conjunta del nitrógeno existente en el suelo y el aportado por el purín y los procesos ocurridos en el suelo durante el tiempo de simulación. La concentración integrada se calcula así:

$$\text{Concentración Integrada} = \frac{\text{miligramos de } N_{\text{Lixiviado acumulado}}}{\text{Volumen Lixiviado acumulado}} \quad (147)$$

Tabla 26. Concentraciones máximas, integradas y mínimas de las formas nitrogenadas en el lixiviado

| Columna | Granulometría del Suelo | Dosificación | Volumen lixiviado (mL) | Valor | N _{NO₃⁻} (mg/L) | N _{NO₃⁻} (mg) | N _{NH₄⁺} (mg/L) | N _{Orgánico} (mg/L) |
|---------|-------------------------|--------------|------------------------|-----------|--|--|--|------------------------------|
| C1 | Gruesa | Baja | 1164.34 | Máximo | 298.00 | | 5.96 | 478.29 |
| | | | | Integrado | 38.45 | 44.77 | 0.51 | 12.59 |
| | | | | Mínimo | 26.25 | | 0.02 | 12.26 |
| C2 | Media | Alta | 1171.00 | Máximo | 342.04 | | 15.59 | 836.99 |
| | | | | Integrado | 54.18 | 63.44 | 0.36 | 13.40 |
| | | | | Mínimo | 22.00 | | 0.00 | 5.60 |
| C3 | Fina | Media | 983.00 | Máximo | 135.00 | | 0.69 | 33.68 |
| | | | | Integrado | 71.59 | 70.37 | 0.15 | 11.10 |
| | | | | Mínimo | 35.00 | | 0.02 | 7.15 |
| C4 | Gruesa | Alta | 912.92 | Máximo | 89.74 | | 5.98 | 51.13 |
| | | | | Integrado | 53.50 | 48.44 | 0.38 | 8.40 |
| | | | | Mínimo | 31.25 | | 0.04 | 7.78 |
| C5 | Media | Media | 986.00 | Máximo | 253.75 | | 4.90 | 22.35 |
| | | | | Integrado | 58.43 | 57.61 | 0.27 | 8.83 |
| | | | | Mínimo | 32.50 | | 0.02 | 6.75 |
| C6 | Fina | Baja | 724.00 | Máximo | 253.75 | | 2.62 | 168.27 |
| | | | | Integrado | 87.42 | 63.29 | 0.53 | 17.88 |
| | | | | Mínimo | 65.00 | | 0.06 | 12.00 |
| C7 | Gruesa | Media | 569.00 | Máximo | 116.25 | | 1.90 | 22.46 |
| | | | | Integrado | 77.53 | 44.11 | 0.55 | 10.51 |
| | | | | Mínimo | 51.25 | | 0.07 | 4.35 |
| C8 | Media | Baja | 455.00 | Máximo | 137.50 | | 1.70 | 28.51 |
| | | | | Integrado | 73.07 | 33.25 | 0.77 | 12.61 |
| | | | | Mínimo | 28.75 | | 0.31 | 4.66 |
| C9 | Fina | Alta | 326.00 | Máximo | 127.50 | | 1.99 | 19.61 |
| | | | | Integrado | 100.21 | 32.67 | 0.59 | 9.09 |
| | | | | Mínimo | 88.75 | | 0.06 | 10.82 |
| C1' | Media | Blanco | 8137 | Máximo | 300 | | 3.52 | - |
| | | | | Integrado | 16.27 | 132.39 | 0.09 | - |
| | | | | Mínimo | 6.85 | | 0.022 | - |
| C5' | Media | Alta | 7170 | Máximo | 210.00 | | 3.38 | - |
| | | | | Integrado | 46.46 | 333.12 | 0.26 | - |
| | | | | Mínimo | 20.00 | | 0.005 | - |

En la Tabla 26 se muestran los valores de las concentraciones máximas, mínimas e integradas de las distintas formas nitrogenadas que se obtuvieron en el lixiviado de cada una de las columnas del presente estudio y las columnas C1' (40 cm) y C5' (100 cm) de un estudio posterior (Navarro, 2003), ambas con textura media y dosificación nula y alta de purín respectivamente.

Las *concentraciones de nitratos* a la salida de las columnas oscilan entre 22.00 N_{NO₃⁻}/L y 342.04 N_{NO₃⁻}/L. Son concentraciones muy elevadas, que superan el máximo admisible para aguas de consumo (11.29 mg N_{NO₃⁻}/L). Las concentraciones máximas y mínimas se presentaron en las columnas pequeñas, presentándose tanto el máximo como el mínimo valor en la columna C2 de granulometría media y dosificación alta.

Como se puede ver en la Tabla 26, las concentraciones *integradas de nitratos*, oscilan entre 38.45 mg N-NO₃⁻/L y 100.21 mg N-NO₃⁻/L, concentraciones muy por encima de la concentración máxima admisible por el Real Decreto 140/2003 del 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. Presentándose valores promedios máximos en las columnas de mayor longitud, siendo el mayor valor el de la columna C9 de dosificación alta y granulometría fina. Analizando en función de la granulometría de las columnas, los mayores valores se presentaron en las columnas de granulometría fina y los menores valores en las de granulometría gruesa, excepto en las de 160 cm que se presentó en la columna C8 de granulometría media y dosificación baja. Al parecer para el suelo estudiado, la dosificación del purín afecta muy poco los nitratos lixiviados. No se puede encontrar una relación directa entre la dosificación y la concentración lixiviada. Las mayores concentraciones integradas se presentaron con dosificaciones media, baja y alta y las menores con dosificaciones baja, alta y baja, en las columnas de 40, 100 y 160 cm respectivamente. Analizando por grupos de longitudes, se presenta una variación entre el 27 y 46% respecto a la mayor concentración integrada de su grupo.

Las *concentraciones integradas de nitratos* son mayores cuanto más larga es la columna, pero la masa promedio que moviliza es menor. Esto es debido a que la escasa cantidad de agua lixiviada en las columnas de mayor longitud, hace que los pocos nitratos que alcanza a movilizar salgan muy concentrados.

Las *concentraciones de nitrógeno amoniacal* oscilan entre 0.02 mg N-NH₄⁺/L y 15.59 mg N-NH₄⁺/L. Son muy bajas, del orden de 20 veces menores que las de nitratos. Las concentraciones máximas instantáneas se presentaron en las columnas con dosificación alta y texturas media, gruesa y fina, para las columnas de 40, 100 y 160 cm respectivamente.

Las *concentraciones integradas de nitrógeno amoniacal* no superan el 1mg N-NH₄⁺/L. Oscilan entre 0.15 mg N-NH₄⁺/L y 0.77 mg N-NH₄⁺/L. Entre los grupos de columnas de igual longitud, se presenta una diferencia significativa que varía entre el 23% y el 69% respecto al valor más alto de su grupo, presentándose el máximo valor en las columnas con dosificación baja y los mínimos en las columnas con dosificación media. Al parecer, la dosificación del purín tampoco es significativa para el lixiviado de amonio. Analizando por longitudes, las máximas concentraciones se presentaron en las columnas de mayor longitud, siendo el valor máximo el presente en la columna C8 de granulometría media y dosificación baja y las mínimas concentraciones, en las columnas de menor longitud, siendo la mínima la columna C3 de granulometría fina y dosificación media. Analizando por grupo de textura, los valores máximos promedio de concentración integrada se presentaron en columnas con granulometría gruesa y los mínimos promedio en los de granulometría fina, debido a que el amonio es retenido por el suelo.

Las **concentraciones de nitrógeno orgánico** en el lixiviado muestran valores muy dispares, que oscilan entre 4.35 mg N/L y 836.99 mg N/L. Las máximas concentraciones instantáneas se presentan en las columnas de menor longitud y las mínimas en las de mayor longitud.

Las **concentraciones integradas de nitrógeno orgánico** tienen valores similares en todas las columnas, oscilan entre 8.40 mg N/L y 17.88 mg N/L, presentándose el mayor valor en la columna C6 de dosificación baja y granulometría fina y el menor valor en la columna C4 de dosificación alta y granulometría gruesa. Analizando por longitudes, las mayores concentraciones se presentaron en las columnas de menor tamaño, siendo la mayor de su grupo la presente en la columna C2 de dosificación alta y granulometría media y las menores concentraciones en las columnas largas, presentándose el menor de su grupo en la columna C9 de dosificación alta y granulometría fina. Entre los grupos de igual longitud, las de 40 cm, no varían mucho respecto al valor más alto de su grupo (6 y 17%). Las columnas de longitud media presentan mayor variación respecto al valor más alto de su grupo (50 y 53%).

En la columna C1' se obtuvo una **concentración de nitratos** máxima de 300 mg $N_{NO_3^-}/L$ y mínima de 6.85 mg $N_{NO_3^-}/L$. Una concentración integrada de 16.27 mg $N_{NO_3^-}/L$, lo que significa una disminución respecto al mayor del grupo de las columnas de 40 cm del 77.27%. En el **amonio** se obtuvo una concentración máxima de 3.52 mg $N_{NH_4^+}/L$ y mínima de 0.022 mg $N_{NH_4^+}/L$. La concentración integrada fue de 0.09 mg $N_{NH_4^+}/L$, obteniéndose una disminución respecto al mayor del grupo de columnas de 40 cm de 82.88%.

En la columna C5' se obtuvo una **concentración de nitratos** máxima de 210 mg $N_{NO_3^-}/L$ y mínima de 20 mg $N_{NO_3^-}/L$. Una concentración integrada de 46.46 mg $N_{NO_3^-}/L$, lo que significa una disminución respecto al mayor del grupo de las columnas de 100 cm del 46.86%. En el **amonio** se obtuvo una concentración máxima de 3.38 mg $N_{NH_4^+}/L$ y mínima de 0.005 mg $N_{NH_4^+}/L$. La concentración integrada fue de 0.26 mg $N_{NH_4^+}/L$, obteniéndose una disminución respecto al mayor de su grupo de 53.14%.

Tanto en la columna C1' como la C5', la cantidad lixiviada máxima de nitratos y de amonio fue mayor. La concentración integrada resultante es mucho menor que la obtenida en las columnas iniciales en su respectivo grupo de igual longitud, debido a que la gran entrada de agua simulada en la precipitación, diluye el nitrógeno lixiviado. Los miligramos totales de nitratos lixiviados son mayores, en promedio más del doble que en las columnas de 40 cm y aproximadamente cinco veces el obtenido en las columnas de 100 cm.

En la Tabla 27 se compara las concentraciones integradas de las columnas C1, C2 y C3 que resultarían si se lavaran los mismos miligramos de nitrógeno pero en el volumen

lixiviado en la columna C1' y de igual forma en las columnas C4, C5 y C6 con el volumen lixiviado de la columna C5'.

Tabla 27. Concentración integrada en las columnas de 40 cm y 100 cm resultante del lavado de los mismos miligramos de nitrógeno en el volumen lixiviado en las columnas C1' y C5' para la validación.

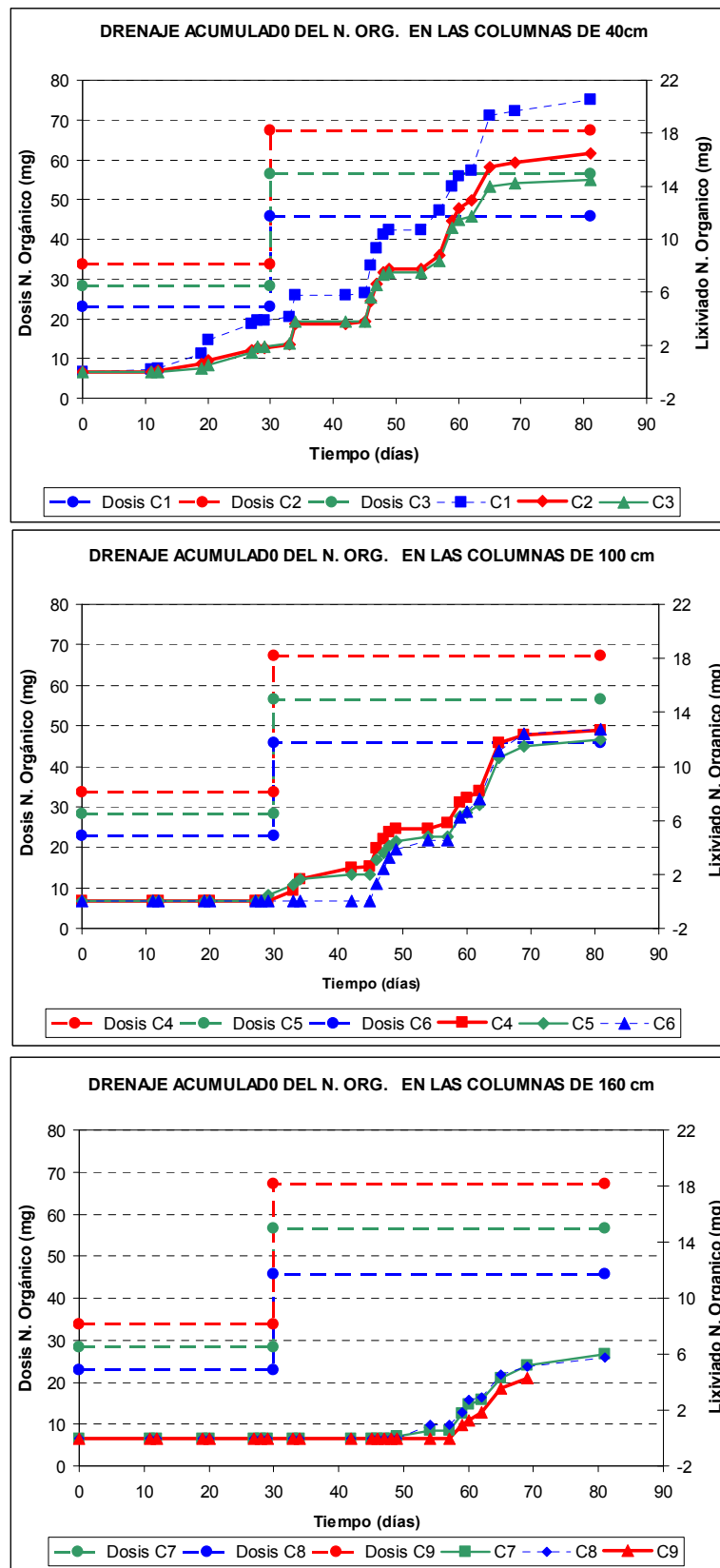
| Columna | Granulometría del suelo | Dosificación (mL Purín) | Volumen lixiviado (mL) | Valor | N_NO ₃ ⁻ (mg/L) | N_NH ₄ ⁺ (mg/L) |
|---------|-------------------------|-------------------------|------------------------|-----------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| C1 | Gruesa | Baja | 1164.34 | Integrado | 4.73 | 0.06 |
| C2 | Media | Alta | 1170.99 | Integrado | 6.66 | 0.04 |
| C3 | Fina | Media | 983.00 | Integrado | 8.80 | 0.02 |
| C1' | Media | Blanco | 8137.00 | Integrado | 16.27 | 0.09 |
| C4 | Gruesa | Alta | 912.92 | Integrado | 7.46 | 0.05 |
| C5 | Media | Media | 986.00 | Integrado | 8.15 | 0.04 |
| C6 | Fina | Baja | 724.00 | Integrado | 12.19 | 0.07 |
| C5' | Media | Alta | 7170.00 | Integrado | 46.46 | 0.26 |

Si comparamos estas *concentraciones de nitratos* obtenidas con el volumen lixiviado en la C1' y C5' respectivamente, se tendrían valores promedio aproximadamente 2.4 veces menores que los de la C1' y 5 veces menores que los de la C5', lo cual significa que en nuestros ensayos aún no se han lavado todos los nitratos presentes en el suelo (iniciales, aportados por el purín y debidos a la nitrificación), lo cual se verificará al analizar el incremento de nitratos en el suelo al final de las experimentaciones.

La *concentración integrada de amonio* también tiene un comportamiento muy similar, lo cual significa que también parte del nitrógeno mineralizado, del contenido inicial en el suelo y del aportado por el purín, aún están disponibles para lixiviar y/o nitrificar.

Esto evidencia la importancia de realizar un análisis detallado del contenido de nitrógeno en el suelo después de realizar cualquier tratamiento sobre él, porque dependiendo de la cantidad de lluvia caída sobre el terreno, es posible que el nitrógeno aún este disponible para lixiviar y si se aplica más nitrógeno sobre el suelo, se podría contaminar los acuíferos.

De la Figura 15 a la Figura 19, se muestra el drenaje acumulado de las diferentes formas nitrogenadas para las columnas de igual tamaño y el nitrógeno aportado con las dos aplicaciones de purín (eje de ordenadas de la izquierda).



a)

b)

c)

Figura 15. Nitrógeno orgánico acumulado en el lixiviado (mg). a) columnas de 40 y b) columnas de 100 cm columnas de 160 cm.

Como se puede ver en la Figura 15, principalmente en las columnas de 40 cm y en las de 100 cm, el incremento de miligramos de *nitrógeno orgánico lixiviado* al principio es pequeño, tendiendo con el tiempo a aumentar la pendiente que sigue la curva y finalmente un leve descenso casi hasta llegar a un valor constante. La pendiente de crecimiento es mayor en las columnas de 160 cm. Si estas columnas siguieran el mismo comportamiento que las de menor longitud, aún quedaría nitrógeno orgánico disponible para lixiviar, aunque posiblemente no saldría tanto como en las columnas de 40 cm, por lo que se cree que parte de ese nitrógeno o está retenido o ha sufrido alguna transformación. Las columnas de menor longitud fueron las que más miligramos de nitrógeno orgánico lixiviaron, sin embargo, no alcanzaron a lixiviar ni la mitad de la dosis aportada por el purín, lo cual puede significar una rápida mineralización de dicho nitrógeno o su retención en la matriz de suelo. Las columnas de granulometría gruesa fueron las que más nitrógeno orgánico lixiviaron debido a que son más permeables y permiten más fácilmente el lavado de solutos.

Con respecto a los *nitratos lixiviados* (ver Figura 16), la forma de las curvas acumuladas son similares a las de nitrógeno orgánico, superando los miligramos de nitratos suministrados por el purín en todas las columnas excepto en la C9 y C4, lo cual significa que el excedente de nitratos lixiviado, puede provenir de los nitratos contenidos en el suelo y/o de los ganados por nitrificación, así como también de la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno del purín. Lógicamente, la mayor cantidad de nitratos lixiviados se presentó en las columnas de menor tamaño ya que fueron las que más agua drenaron, lixiviándose más nitratos que la suma del contenido inicial en toda la columna de suelo y los aportados por el purín, lo cual es el primer indicio de nitrificación. En las demás columnas, aunque han lixiviado más nitratos que los aportados por el purín, aún no se ha lavado todo el contenido inicial en el suelo ni el posible incremento debido a la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno orgánico del suelo y del purín, por lo tanto pueden estar aún disponibles para percolar en el caso de futuros eventos de lluvia.

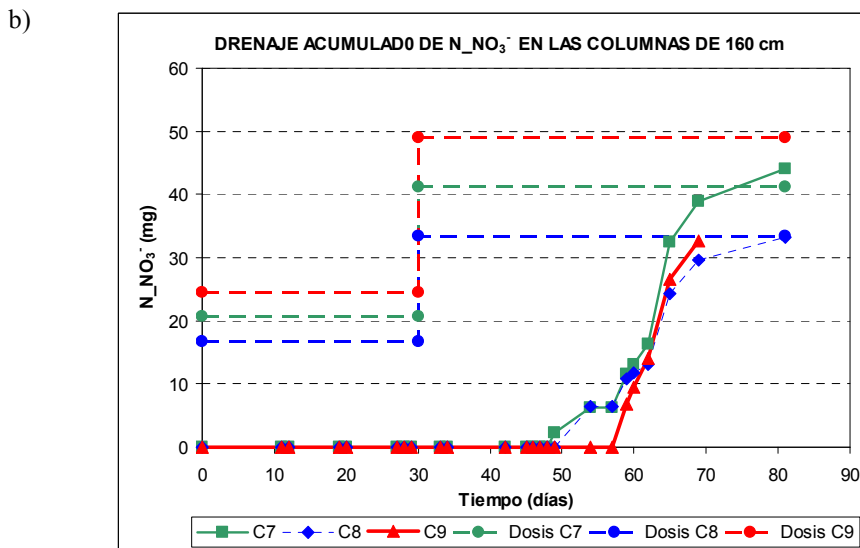
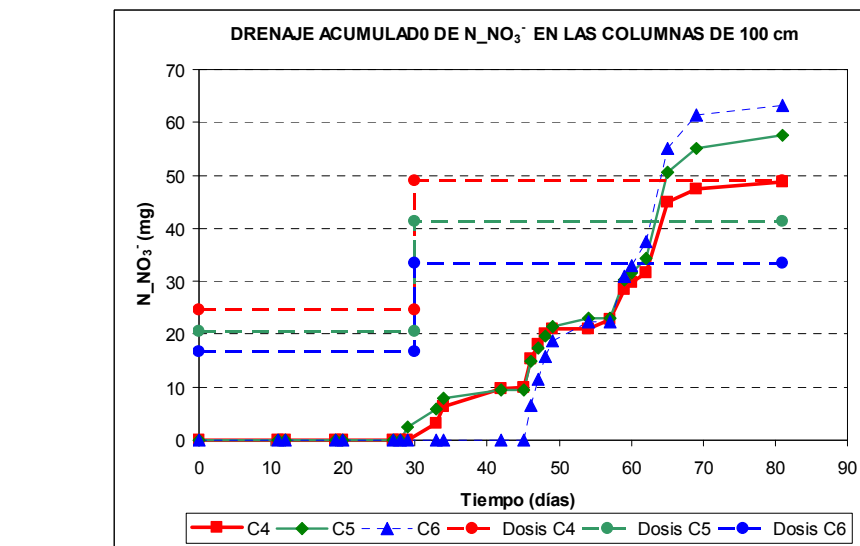
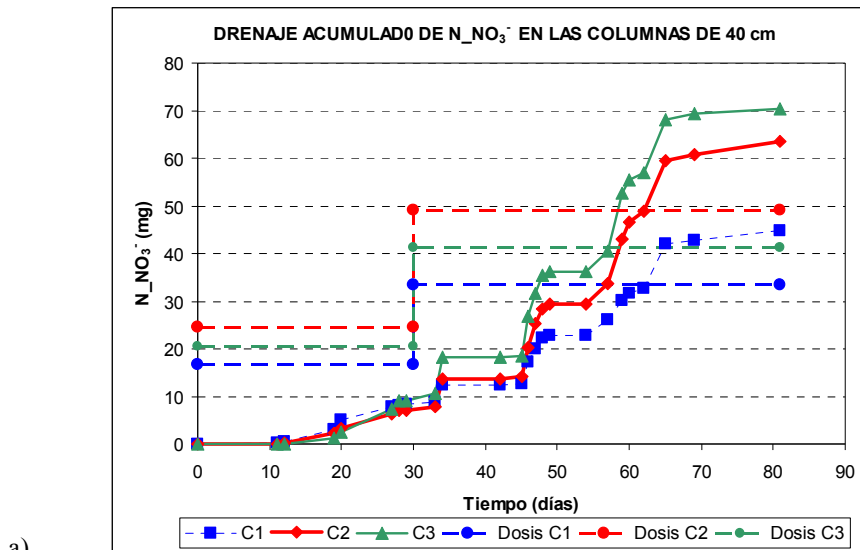


Figura 16. Nitrate acumulado en el lixiviado (mg), a) columnas de 40 cm b) columnas de 100 cm c) columnas de 160 cm.

Como ya se explicó anteriormente, los ensayos realizados por Navarro (2003) se iniciaron con una simulación de lluvia igual a la utilizada para este trabajo, pero al cabo de 35 días, se comenzó a aplicar un volumen diario mucho más alto hasta llegar a un volumen total casi cuatro veces mayor que el nuestro (9535 mL) y por más tiempo (148 días), incrementándose el poder de arrastre de todas las formas móviles del nitrógeno.

El contenido inicial de nitratos en el suelo en la columna C5' era de 119.48 mg, por lo cual la cantidad de *nitratos lixiviados* es mucho mayor que la aportación del purín y el contenido inicial de nitratos en el suelo (ver Figura 17). Esto comprueba la existencia de una gran mineralización del nitrógeno orgánico, mucho mayor que la obtenida en las columnas iniciales, no sólo porque el periodo de simulación es mayor, sino también porque el contenido de humedad era mucho más alto, favoreciéndose así la mineralización.

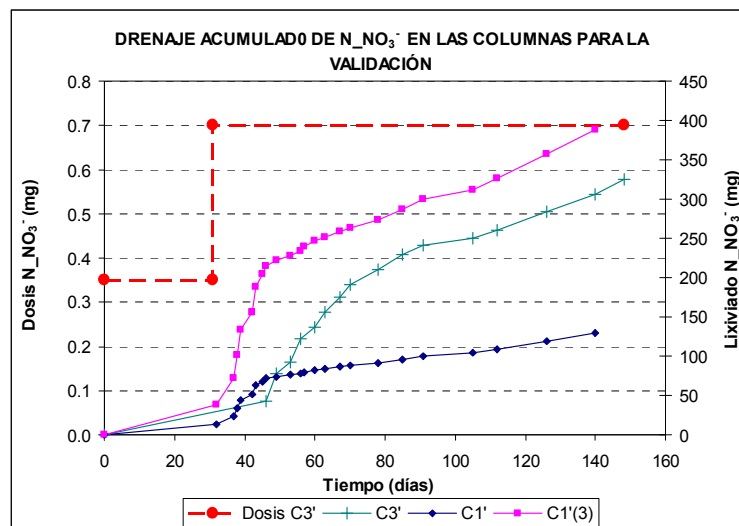


Figura 17. Nitratos acumulados en el lixiviado (mg) en las columnas para la validación, línea roja dosis aplicada de purín, línea verde lixiviado columnas C5' con aplicación de purín, línea azul lixiviado columna C1' blanco y línea rosa lixiviado columna C1' blanco multiplicada por 3.

Al comparar las columnas C1' y C5' de 40 y 100 cm y dosis nula y alta respectivamente, se ha multiplicado por 3 los valores lixiviados para poder compararlos. Se obtienen valores similares en la lixiviación acumulada, lo cual significa que la dosis de purín no es tan importante en la lixiviación de nitratos como la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno orgánico del suelo.

Como se puede ver en la Figura 17, los *nitratos lixiviados* en dichas columnas experimentales, superan casi en 500 veces la dosis de nitratos aplicada de purín, pero sólo aproximadamente el doble de la dosis de nitrógeno total aplicados en el purín. Al igual que en las columnas iniciales (C1 a C9), los nitratos lixiviados también provienen de la mineralización del nitrógeno orgánico contenido en el purín y en el suelo, los cuales posteriormente son nitrificados.

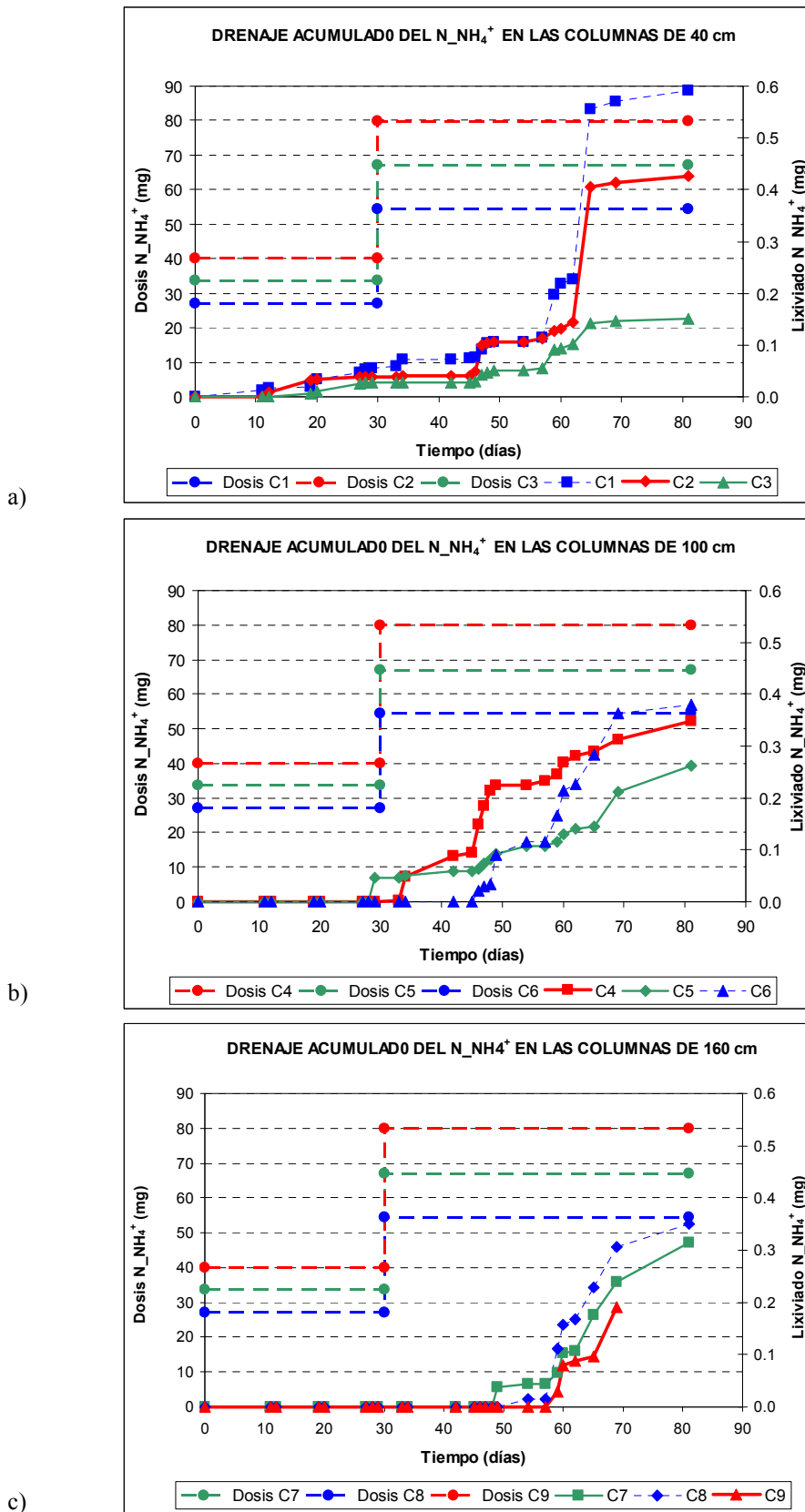


Figura 18. Amonio acumulado en el lixiviado (mg), a) columnas de 40 b) columnas de 100 cm y c) columnas de 160 cm. Eje izquierdo mg aportados por el purín, eje derecho mg lixiviados.

Como se puede ver en el eje de la derecha de la Figura 18, la cantidad de **amonio lixiviado** con respecto al aporte del purín es muy baja, lo que puede significar que aún se encuentre retenido en el suelo o que se ha presentado pérdidas por volatilización y/o nitrificación, tanto del amonio ganado por mineralización como del contenido inicial y del aportado por el purín. Los valores más altos se presentaron en las columnas C1, C6 y C8 correspondientes a las columnas con dosificación baja, ratificando lo sucedido con los nitratos y el nitrógeno orgánico, donde al parecer la dosis de purín aplicado no afecta demasiado la lixiviación de amonio.

Como se puede ver en la Figura 19, el **lixiviado total de amonio** en las columnas nuevas es del orden de 5 veces el obtenido en las columnas iniciales, corroborando el efecto que tiene la cantidad de agua aplicada respecto a la lixiviación del amonio y del nitrógeno en general. Al igual que en las columnas iniciales, la dosis aplicada de purín es mucho más alta que la cantidad lixiviada, lo cual significa que las pérdidas de amonio (por nitrificación o volatilización), son mucho más rápidas e importantes que las pérdidas por lixiviación.

Como se había dicho antes, el purín ha estado mucho tiempo almacenado, por lo que las pérdidas por volatilización posiblemente ya se han realizado, además por la cantidad de nitratos lixiviados, se puede afirmar que las pérdidas de amonio han sido principalmente debido a la nitrificación.

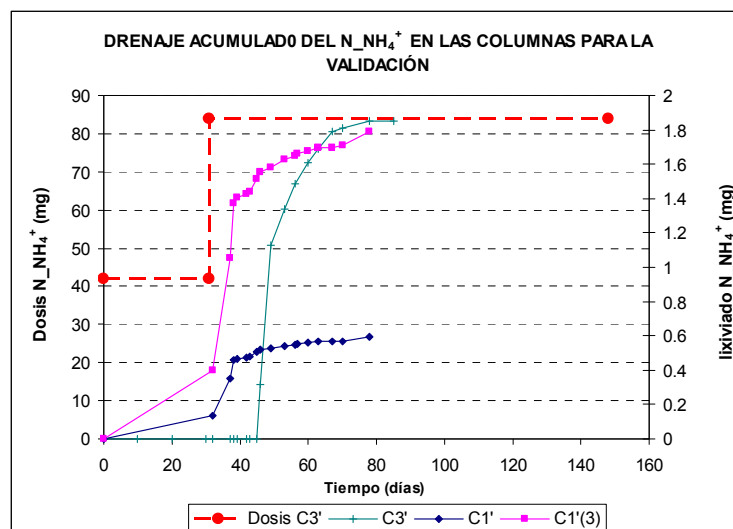


Figura 19. Amonio acumulado lixiviado (mg) en las columnas para la validación, línea roja dosis aplicada de purín, línea verde lixiviado columnas C5' con aplicación de purín, línea azul lixiviado columna C1' (blanco) y línea rosa lixiviado columna C1' (blanco) multiplicada por tres.

Después de analizada la lixiviación de las formas nitrogenadas, al parecer se presentaron procesos de mineralización y/o nitrificación, pero esto sólo lo podremos asegurar

después de analizar la variación del contenido de nitrógeno en el suelo al finalizar los ensayos.

4.5.3.2. Análisis de las formas nitrogenadas retenidas en el suelo.

Después de finalizada la simulación de la lluvia, el 12 de junio de 2002, se desmontaron las columnas C1, C2 y C3, haciendo 6 secciones de aproximadamente 5 cm de longitud en cada una de ellas; luego se desmontaron las demás columnas con secciones variables de 5, 10 y 15 cm, en lapsos de 15 días aproximadamente, tiempo durante el cual no se dejó de medir la evaporación presente en el laboratorio para tenerlo en cuenta en el balance final de agua. En la Tabla 28 se pueden ver los datos de las fechas de desmontaje y número de secciones realizadas en las columnas.

Tabla 28. Fecha de desmontada de las columnas y número de secciones realizadas.

| Columna | Fecha desmontada | Número secciones |
|---------|------------------|------------------|
| C1 | 12/06/02 | 6 |
| C2 | 12/06/02 | 6 |
| C3 | 12/06/02 | 6 |
| C6 | 25/06/02 | 11 |
| C5 | 02/07/02 | 11 |
| C4 | 09/07/02 | 11 |
| C9 | 16/07/02 | 15 |
| C7 | 17/07/02 | 14 |
| C8 | 16/09/02 | 14 |

A cada muestra de suelo, se le realizó un análisis del contenido de nitrógeno NKT, del amoniacal y de los nitratos retenidos, así como también el contenido de humedad y materia orgánica. Los análisis químicos de las formas nitrogenadas fueron realizados por el Instituto de Hidrología y Medio Natural, de la Universidad Politécnica de Valencia.

En los cálculos realizados del contenido de nitrógeno en el suelo, se hizo una corrección por granulometría, cambiando el peso total de la columna con suelo fino y gravas al peso respectivo en suelo fino. Esta corrección se realizó debido a que se considera que las gravas tienen baja capacidad de adsorber algún compuesto y si no se hiciera, se estaría sobrevalorando la cantidad de nitrógeno retenido con respecto al peso total de la columna. Las correcciones se realizaron por medio de la siguiente relación:

$$\frac{mfC}{\rho f} = \frac{mC}{\rho C} - \frac{mC - mfC}{\rho gr} \quad (148)$$

Siendo el segundo término de la derecha el volumen ocupado por las gravas.

Donde:

mC es la masa total de suelo en la sección de la columna, [M]

ρC es la densidad del suelo en la sección de la columna, [M/L³]

mfC es la masa de suelo fino en la sección de la columna, [M]

ρf es la densidad del suelo fino en la sección de la columna, [M/L³]

ρgr es la densidad de las gravas en la sección de la columna, [M/L³]

En la Tabla 29 se muestra la diferencia entre el contenido en nitrógeno inicial y final del suelo fino seco en la columna (mg N SSC_i y mg N SSC_f, respectivamente) y el porcentaje respecto a la cantidad de nitrógeno inicial en el suelo, así:

$$Diferencia\ porcentual\ (\%) = \frac{\left(mgr\ N\ SSC_f - mgr\ N\ SSC_i \right)}{mgr\ N\ SSC_i} 100 \quad (149)$$

Tabla 29. Formas nitrogenadas contenidas en el suelo (mg N en el suelo fino seco en la columna)

| | | | mg N en el suelo fino seco de la columna | | | | | | | | |
|-------|---------------|--------|--|-----------------------------------|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------|
| | | | Contenidos Iniciales | | | Contenidos Finales | | | Diferencia Porcentual (%) | | |
| Dosis | Granulometría | | N NO ₃ ⁻ | N NH ₄ ⁺ | N Org | N NO ₃ ⁻ | N NH ₄ ⁺ | N Org | N NO ₃ ⁻ | N NH ₄ ⁺ | N Org |
| C1 | Baja | Gruesa | 5.3 | 5.9 | 2286.2 | 27.5 | 0.6 | 1692.4 | 414.46 | -89.86 | -25.97 |
| C2 | Alta | Media | 6.0 | 6.6 | 2549.0 | 24.4 | 0.7 | 1929.3 | 309.95 | -89.86 | -24.31 |
| C3 | Media | Fina | 6.6 | 7.3 | 2813.2 | 31.3 | 0.3 | 2108.7 | 375.50 | -95.25 | -25.04 |
| C4 | Alta | Gruesa | 17.0 | 18.9 | 7252.5 | 104.5 | 2.8 | 5025.9 | 515.69 | -85.14 | -30.70 |
| C5 | Media | Media | 15.7 | 17.4 | 6706.6 | 108.7 | 2.4 | 4551.8 | 592.94 | -86.13 | -32.13 |
| C6 | Baja | Fina | 19.0 | 21.1 | 8120.6 | 94.1 | 1.9 | 5459.7 | 395.58 | -91.10 | -32.77 |
| C7 | Media | Gruesa | 26.7 | 29.7 | 11411.7 | 181.4 | 6.4 | 8094.4 | 579.64 | -78.38 | -29.07 |
| C8 | Baja | Media | 27.2 | 30.2 | 11619.3 | 230.4 | 8.8 | 8363.9 | 747.65 | -70.98 | -28.02 |
| C9 | Alta | Fina | 31.0 | 34.5 | 13262.7 | 260.8 | 4.7 | 10020.7 | 740.59 | -86.45 | -24.44 |

Con respecto a los **nitratos retenidos**, al comparar los mg de nitratos entre los tres grupos de columnas de longitudes diferentes, se presenta una diferencia positiva significativa en el contenido final, debido posiblemente a la mineralización del nitrógeno orgánico y su posterior nitrificación. La columna C9, con dosificación alta y granulometría fina, es la que mayor cantidad de nitratos presenta al final de las experimentaciones, mientras la que menor cantidad presenta es la columna C2 con dosificación alta y granulometría media. Al realizar la diferencia porcentual del contenido de nitratos al inicio y al final de los ensayos, se nota un incremento de nitratos considerable en todas las columnas, variando desde el valor más bajo en la columna C2 de 309.95% hasta el valor más alto de 747.65% en la columna C8.

Las cantidades de nitrógeno en forma **amoniacal retenidas** en el suelo al final de los ensayos son del orden de 50 veces menores que las de nitratos (ver Tabla 29). La columna C8,

con dosificación baja y granulometría media, es la que mayor cantidad de amonio presenta, mientras que la columna C3, con dosificación media y granulometría fina es la que menor cantidad presenta al final de las experimentaciones. La diferencia porcentual del contenido de nitrógeno amoniacal al inicio y al final de los ensayos, muestra una pérdida de amonio en todas las columnas. La columna C8 es la que menos amonio ha perdido con un 70.98% y la que más a perdido es la columna C3 con un 95.25%.

Con respecto al *nitrógeno orgánico retenido*, en general las cantidades contenidas en el suelo son altas, con pequeñas variaciones en el contenido final entre cada grupo de columnas de igual longitud. La columna C9, con dosificación alta y estructura fina, es la que mayor cantidad de nitrógeno orgánico presenta, mientras que la que menor cantidad presenta es la columna C1 con dosificación baja y estructura gruesa. En la diferencia porcentual del contenido de nitrógeno orgánico al inicio y al final de los ensayos, los valores son muy similares entre todas las columnas, presentándose en todas pérdidas del orden del 28%. La mayor pérdida de nitrógeno orgánico se presenta en la columna C6 con granulometría fina y dosis baja con un 32.77% y la menor pérdida se presenta en la columna C9 con granulometría fina y dosis alta con un 24.44%. Estas pérdidas se atribuyen principalmente a la mineralización, porque la cantidad de nitrógeno orgánico lixiviada es muy baja.

En las Figura 20, Figura 21 y Figura 22, se comparan los miligramos de nitrógeno por kilogramo de suelo seco al inicio y al final de las experimentaciones.

Como se puede ver en la Figura 20, el *contenido de nitratos* por kilogramo de suelo seco al desmontar las columnas es mucho mayor que el contenido inicial en casi toda la longitud, excepto en las columnas de 40 cm donde se presume que los nitratos han sido lavados, corroborando lo dicho en el apartado anterior, las columnas de 40 cm prevalece el lixiviado de nitrógeno frente a la retención. En las demás columnas se presenta una gran disminución en el contenido de nitratos en la parte superior y un posterior crecimiento, lo cual puede indicar que estos aún se están movilizand. Las columnas gruesas son las que menos contenido de nitratos tienen en el suelo, debido a la movilidad de los nitratos y al rápido drenaje ocasionado por dicha granulometría donde el contenido inicial de nitratos, el aportado por el purín y las posibles ganancias por nitrificación son rápidamente lixiviados.

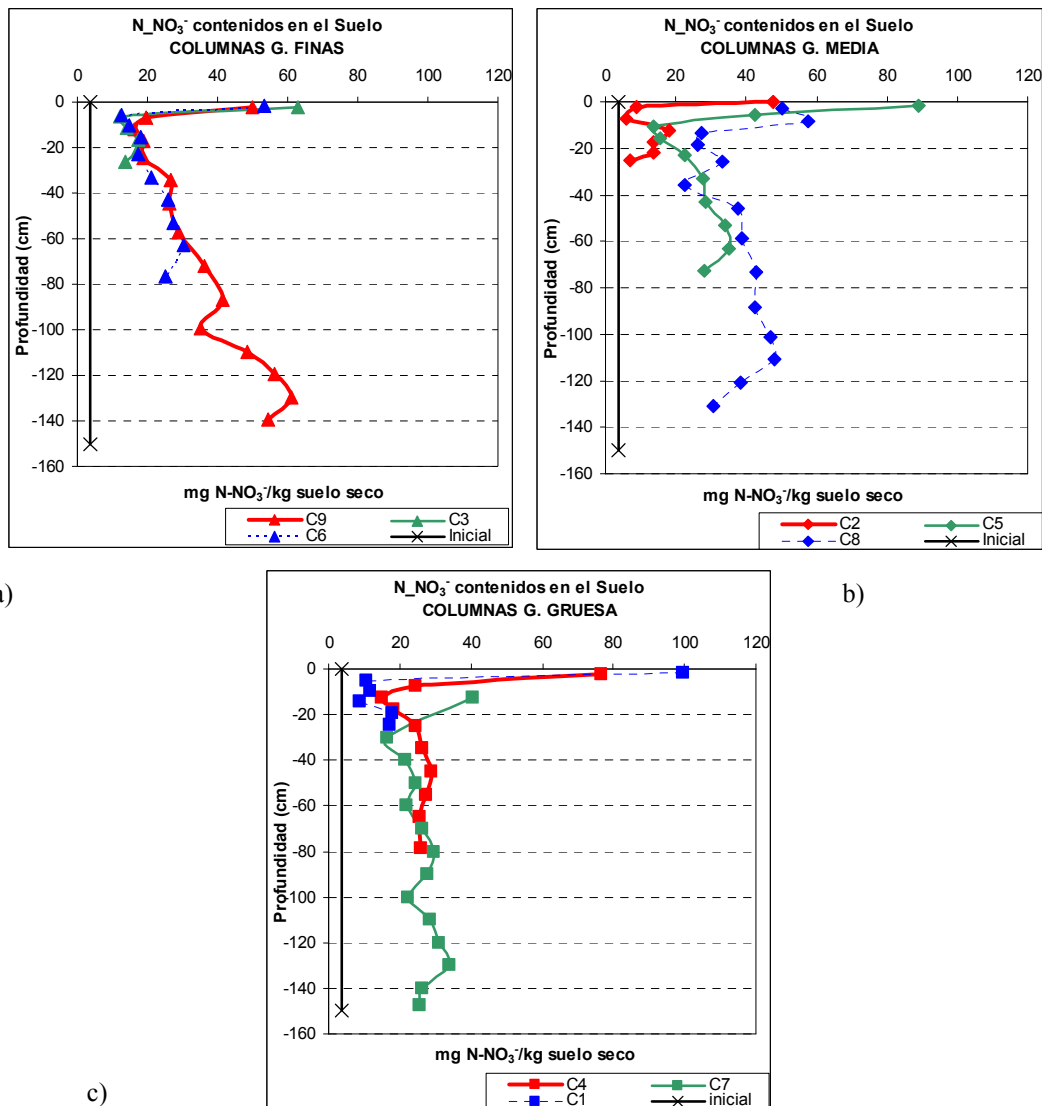


Figura 20. Perfil del contenido de nitratos en la columna ($\text{mg N-NO}_3^-/\text{Kg}$ suelo seco), a) columnas de granulometría fina, b) columnas de granulometría media y c) columnas de granulometría gruesa.

Como se puede ver en la Figura 21, el *contenido de amonio* por Kg de suelo es mucho menor que el contenido inicial, excepto en la parte superior de la columna C8 de granulometría media y dosis baja, lo cual puede indicar que se ha presentado una menor volatilización del amonio. Esta disminución de amonio en todo el perfil del suelo se atribuye a la nitrificación, debido a que la cantidad de amonio perdida en el lixiviado es mínima, además del gran incremento de nitratos contenidos en el suelo al final del periodo de simulación.

En todos los casos, el nitrógeno amoniacal disminuye respecto a la condición inicial. Parece ser que la adición de carbono del purín hace que se favorezca la nitrificación del nitrógeno amoniacal.

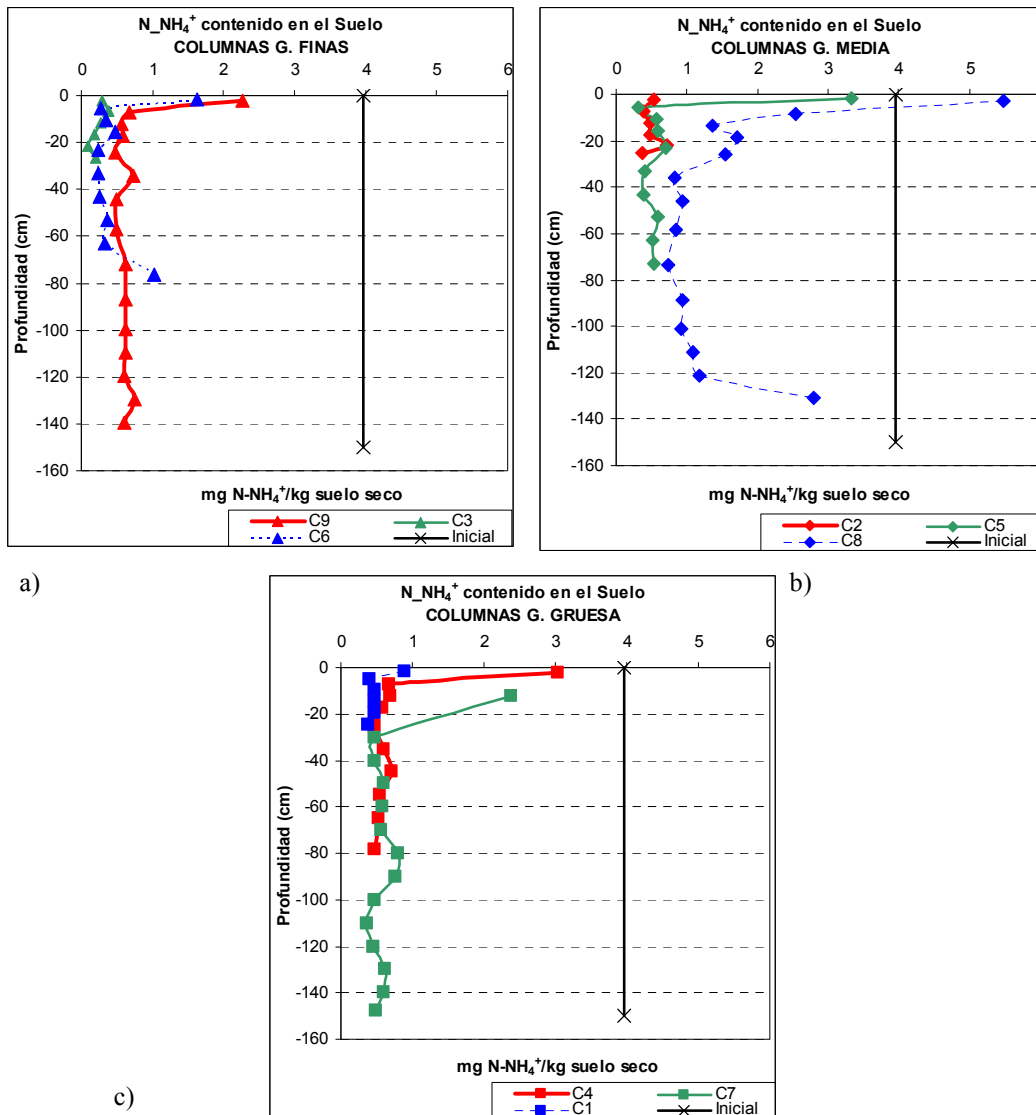


Figura 21. Perfil del contenido de amonio en la columna ($\text{mg N-NH}_4^+/\text{Kg}$ suelo seco), (a) columnas de granulometría fina, (b) columnas de granulometría gruesa y c) columnas de granulometría gruesa.

Tanto la forma de curva del contenido de nitratos en el suelo como la del amonio, muestran un mayor incremento en la parte superior, lo cual significa una mayor mineralización en la primera capa de suelo de las columnas. Por lo tanto, en el momento de calibrar la constante de mineralización es probable que se logre un mejor ajuste con un valor ligeramente superior para la constante de mineralización de la primera capa de suelo.

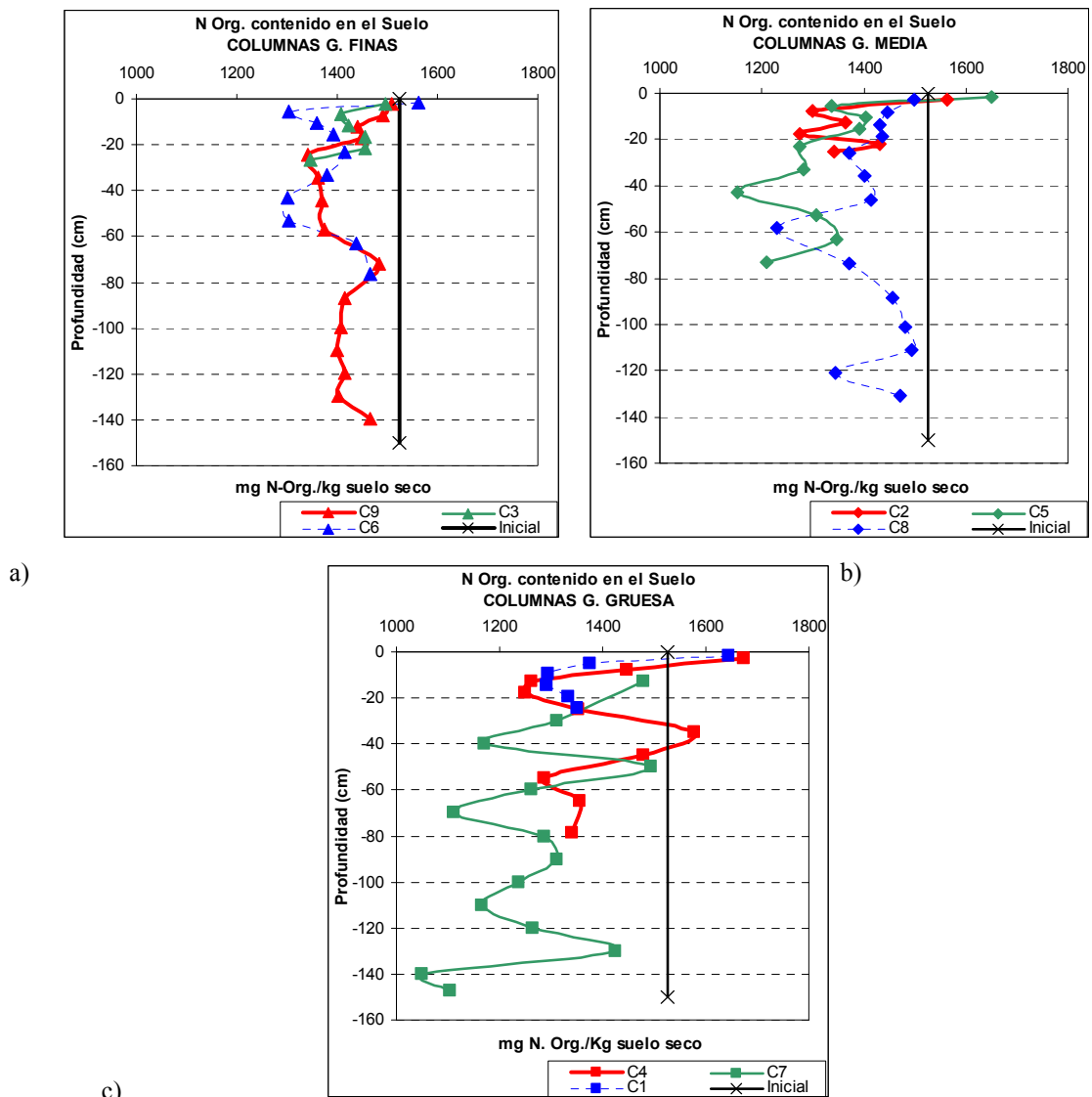


Figura 22. Perfil del contenido de nitrógeno orgánico en la columna (mg N-Orgánico/Kg suelo seco), (a) columnas granulometría fina, (b) columnas granulometría gruesa y c) columnas de granulometría gruesa.

Como se puede ver en la Figura 22, el contenido de *nitrógeno orgánico* por kilogramo de suelo seco fluctúa, teniendo secciones con mayor contenido de nitrógeno orgánico que el inicial y otras con menor contenido.

Esta gran cantidad de nitrógeno orgánico presente en el suelo contrasta con la baja cantidad que se extrae en el lixiviado. Este hecho indica que una pequeña parte del nitrógeno orgánico se encuentra en forma disuelta disponible para seguir lixivianando.

Las diferentes formas nitrogenadas contenidas en el suelo, pueden estar disueltas en el agua y estar disponibles para ser lavadas hacia el acuífero. Por esta razón se calculan los miligramos de nitrógeno contenidos en la humedad del suelo en el momento de desmontar las

columnas (masa final de nitrógeno en el suelo seco sobre el volumen final de agua contenida en el suelo). Si existiera una concordancia entre la cantidad de nitrógeno disponible en la humedad del suelo y la concentración lixiviada, indicaría que el compuesto se encuentra completamente disuelto en el agua, pero este no es siempre el caso.

En la Figura 23, se muestra la concentración de nitratos en el agua contenida en el suelo al final de las simulaciones de lluvia.

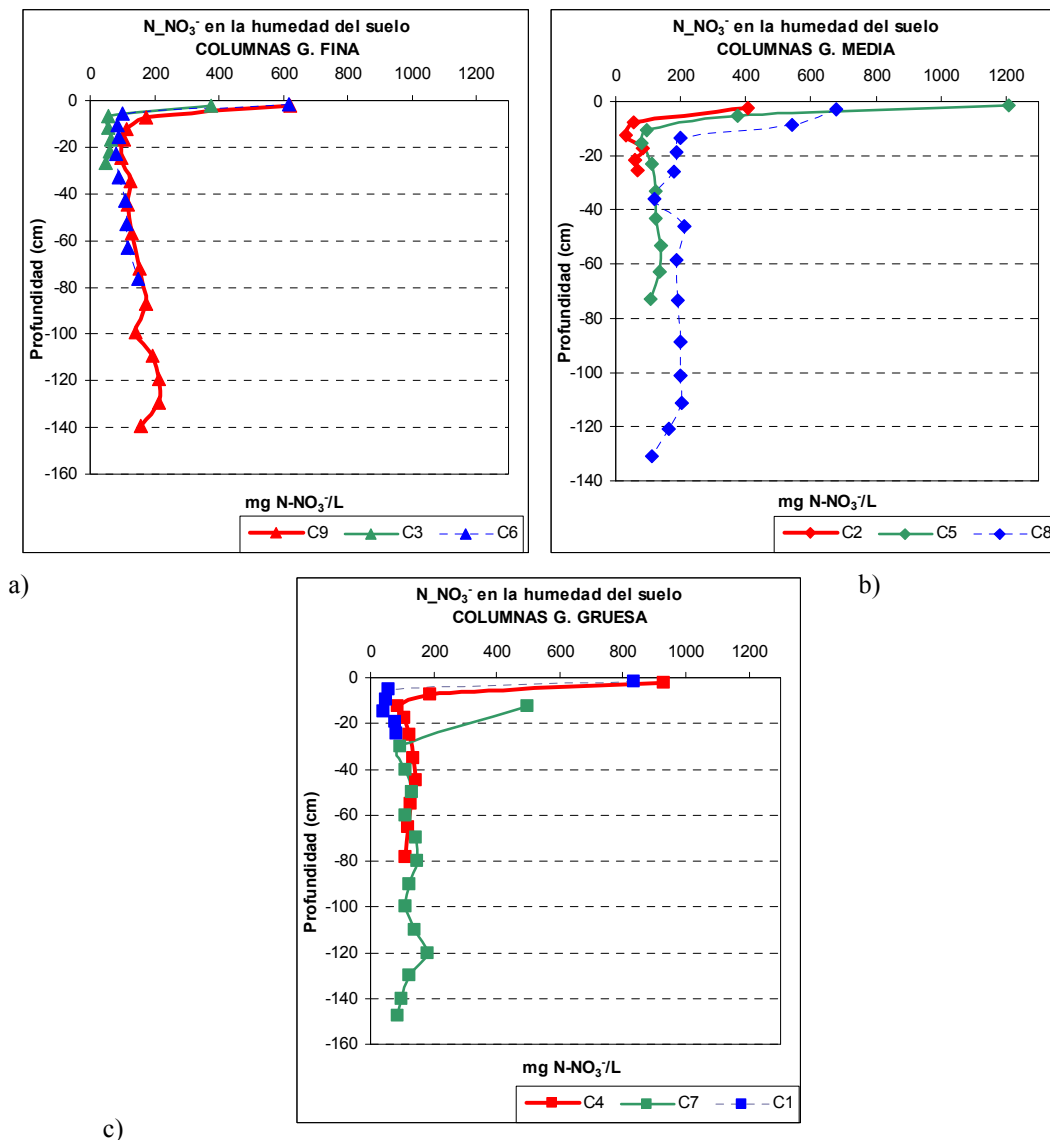


Figura 23. Concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo ($\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$), a) columnas granulometría fina, b) columnas granulometría media y c) columnas granulometría gruesa.

Como se puede ver en la Figura 23, la **concentración de nitratos** es mayor en la parte superior debido a la disminución de la humedad presente a causa de la evaporación, tendiendo luego a un valor aproximadamente constante en el resto de la columna. El mayor valor de concentración en la superficie del terreno se presentó en la columna C5 de granulometría

media y dosis media, mientras que la menor se presentó en la columna C3 de granulometría fina y dosis media, corroborando que en las columnas de granulometría fina el contenido de agua es mayor, al tener menor superficie libre para la evaporación y menor facilidad para el drenaje, presentándose los nitratos más diluidos. En el resto del perfil de la columna, después de la superficie, la columna C8 de porosidad media y dosis baja presentó la mayor concentración de nitratos en la humedad del suelo y la menor se presentó en la columna C1 de granulometría gruesa y dosis baja. Las columnas de granulometría fina, presentan una concentración menor de nitratos que las demás columnas, esto debido a que retienen más humedad y por lo tanto diluyen la masa presente.

Al comparar la concentración de nitratos en el contenido de agua de las columnas con la concentración en los lixiviados, se notan valores similares e incluso en algunas columnas ha salido concentraciones mayores que las contenidas en la humedad final del suelo, lo cual corrobora que los nitratos son muy lábiles y están disponibles para lixiviar. Como se puede ver en las tablas del anexo I, las concentraciones de los últimos lixiviados iban en aumento, por lo cual se puede pensar que aún hay gran cantidad de nitratos disueltos en la humedad del suelo que podrían percolar.

Como el nitrato es el compuesto nitrogenado que más problemas de contaminación traslada a los acuíferos, se debe analizar qué porcentaje de los nitratos disponibles en el periodo de experimentación (retenidos al final del ensayo y los lixiviados acumulados) se encuentran retenidos y cuánto ya se han lixiviado; esta relación se calcula con la siguiente ecuación, (ver Tabla 30):

$$\% \text{ Retenido} = \frac{\text{mg de NO}_3^- \text{ Retenido}}{\text{mg de NO}_3^- \text{ Retenido} + \text{mg de NO}_3^- \text{ Lixiviado}} * 100 \quad (150)$$

Tabla 30. Porcentaje retenidos y lixiviado de los nitratos disponibles.

| Columna | Longitud | Granulometría | Dosificación | % Retenido | % Lixiviado |
|---------|----------|---------------|--------------|---|--|
| | | | | (mg NO ₃ ⁻ Retenido/ mg NO ₃ ⁻ Disponible) | (mg NO ₃ ⁻ Lixiviado/ mg NO ₃ ⁻ Disponible) |
| C1 | 0.40 | Gruesa | Baja | 38.07 | 61.93 |
| C2 | 0.40 | Media | Alta | 27.81 | 72.19 |
| C3 | 0.40 | Fina | Media | 30.78 | 69.22 |
| C4 | 1.00 | Gruesa | Alta | 68.14 | 31.86 |
| C5 | 1.00 | Media | Media | 65.36 | 34.64 |
| C6 | 1.00 | Fina | Baja | 59.80 | 40.20 |
| C7 | 1.60 | Gruesa | Media | 80.44 | 19.56 |
| C8 | 1.60 | Media | Baja | 87.39 | 12.61 |
| C9 | 1.60 | Fina | Alta | 88.87 | 11.13 |

En las columnas de igual dosificación y diferente longitud, el porcentaje de nitratos disponibles que han lixiviado disminuyen notablemente al aumentar la longitud, lo que significa que aún queda un gran porcentaje de nitratos retenidos (iniciales del suelo, aportados por el purín y ganados por nitrificación) que pueden llegar al acuífero (por ejemplo, un 88.87% en la columna C9). También se observa que, en las columnas de mayor longitud (C7, C8 y C9), la C7 de granulometría gruesa libera porcentualmente más nitratos que la columna de granulometría fina (C9), lo cual indica una mayor movilidad del nitrógeno en estructuras más permeables. En las columnas de menor longitud, el porcentaje del nitrógeno disponible que se lixivia está en función de la dosis, presentándose el menor valor en la columna con dosis baja y el mayor valor en la columna de dosis alta. Sin embargo, las columnas de longitud media no se rigen por ninguna de estas dos teorías porque la que menor porcentaje ha lixiviado es la de granulometría gruesa y dosis alta y la que mayor porcentaje ha lixiviado es la fina de dosis baja.

Analizando por longitudes, se encuentra que en promedio las columnas de 40 cm han lixiviado un 67.78%, las de 100 cm un 35.57% y finalmente las de 160 cm un 14.43% de los nitratos disponibles en el periodo de simulación.

Al parecer, la estructura del suelo no influye notablemente en el lixiviado de nitratos pero como se puede ver en la Tabla 29, sí en el nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones, debido a que las cantidades transformadas con el ciclo del nitrógeno son diferentes según el contenido inicial de nitrógeno y estructura del suelo.

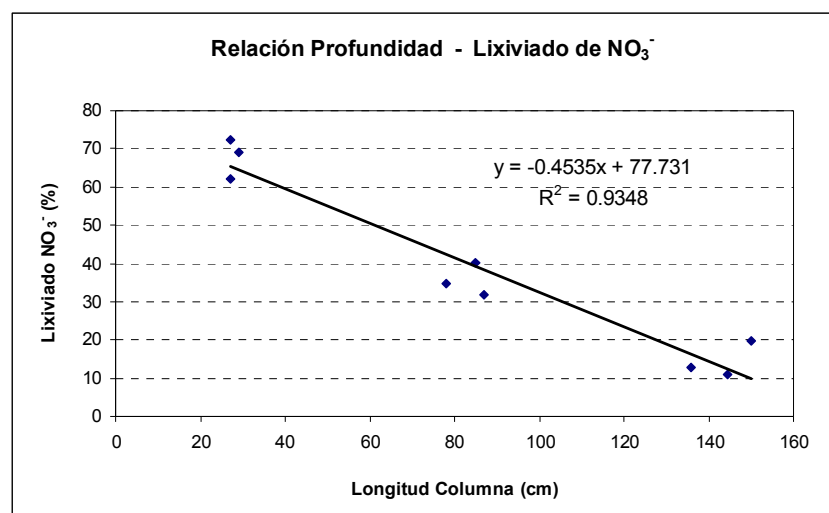


Figura 24. Relación profundidad vs. porcentaje de nitratos lixiviados.

En la Figura 24, podemos ver la relación entre la profundidad de cada columna y el porcentaje de nitratos lixiviados. Si conocemos la profundidad de la zona no saturada, por medio de la ecuación de regresión obtenida ($lixiviado [\%] = -0.4535 * Profundidad [cm] +$

77.731), podremos saber que porcentaje de los nitratos contenidos en el suelo pueden llegar al acuífero tras 6 meses de lluvias en condiciones normales con un r^2 de 0.93.

Esta recta nos puede servir para elaborar reglas de gestión en las que podamos inferir la cantidad de nitratos que alcanza una profundidad determinada. En el caso de suelos con estructuras similares a las utilizadas en esta investigación y bajo un régimen de lluvias similares, se puede afirmar que el lixiviado de nitratos que alcanzaría el acuífero sigue una relación inversamente proporcional al aumento de la profundidad de la zona no saturada. Con lluvias de mayor intensidad esto no se puede asegurar, ya que los nitratos son una forma muy lábil y el aumento del volumen de agua a transportar arrastraría muchos más nitratos y posiblemente hasta mayores profundidades.

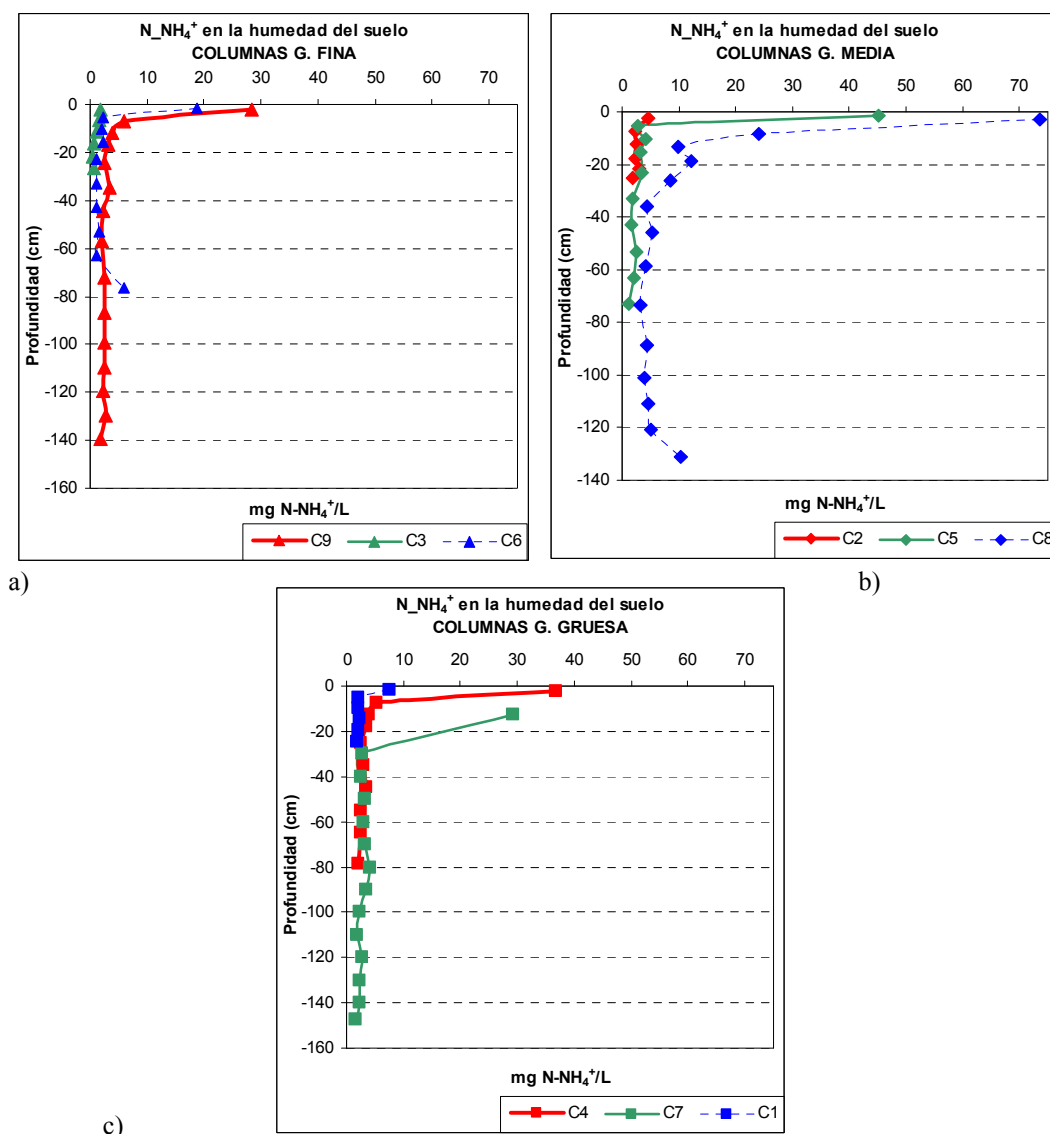


Figura 25. Concentración de amonio contenida en la humedad del suelo ($\text{mg N-NH}_4^+/\text{L}$), a) columnas granulometría fina b) columnas granulometría media, (c) columnas granulometría gruesa.

Como se puede ver en la Figura 25, la **concentración de amonio** en la humedad del suelo sigue un comportamiento muy similar a la de los nitratos. Concentraciones altas en la parte superior de las columnas y una homogeneización a partir de los 15 centímetros. La columna C8, también presenta la mayor concentración.

Al comparar la concentración de nitrógeno amoniacal en el contenido de agua en el suelo de las columnas con la concentración en los lixiviados, se observan valores menores que los contenidos en la humedad final del suelo. Como se puede ver en las tablas del anexo I, las concentraciones de amonio de los últimos eventos de lixiviación iban disminuyendo, por lo cual se puede pensar que gran cantidad del nitrógeno amoniacal (como era de esperar por ser una forma poco móvil) se encuentra adsorbido en el suelo o se ha nitrificado, quedando poco amonio disponible para percolar.

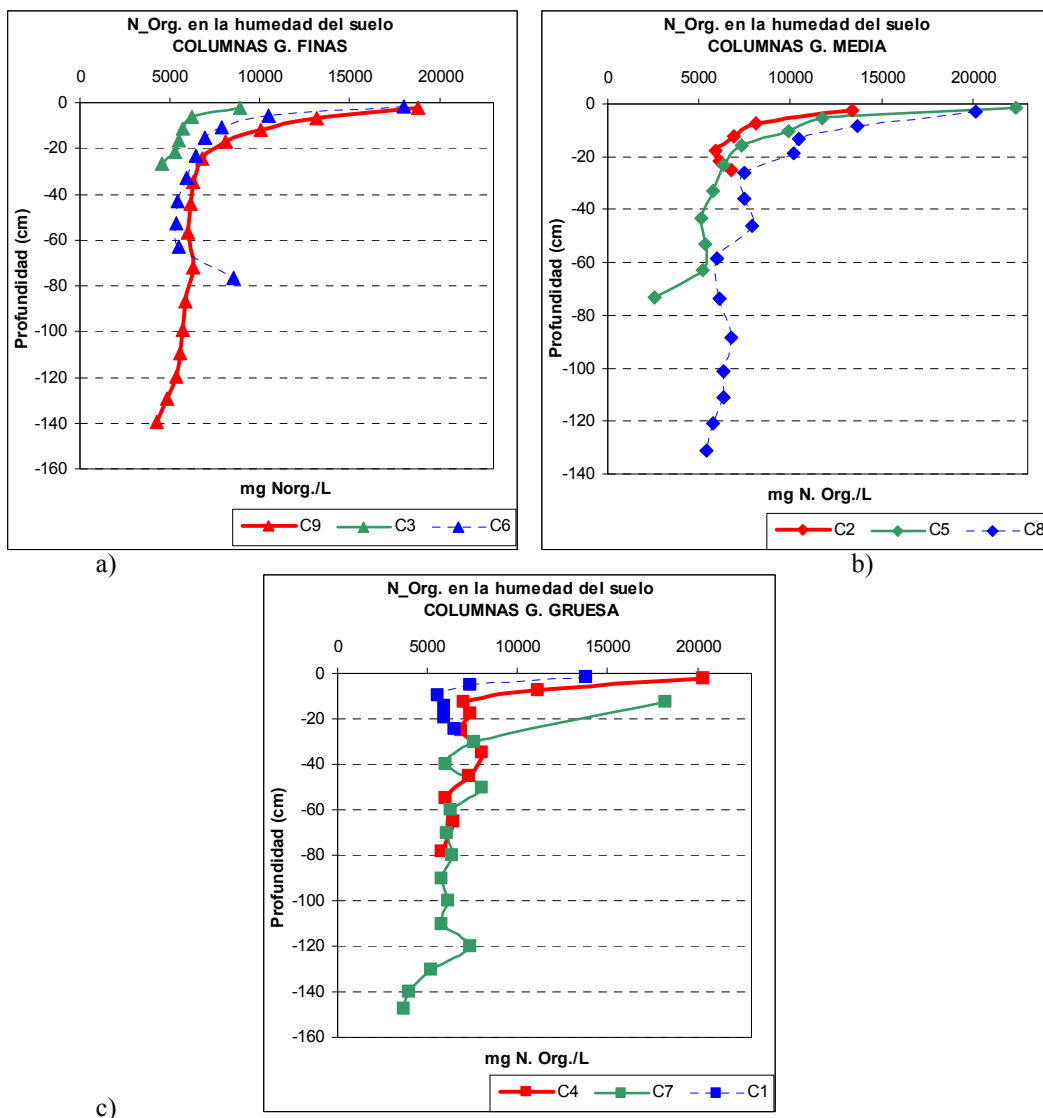


Figura 26. Concentración de Nitrógeno orgánico contenida en la humedad del suelo (mg N Org/L), (a) columnas granulometría fina, (b) columnas granulometría media y (c) columnas granulometría gruesa.

Como se puede ver en la Figura 26, la **concentración de nitrógeno orgánico** en la humedad del suelo tiene un comportamiento similar a las demás formas nitrogenadas, siendo el orden de magnitud mucho mayor. La columna con mayor concentración en su parte superior es la C5 (granulometría media), siendo en promedio las columnas con este tipo de granulometría las que más nitrógeno orgánico tienen disponible.

Al expresar el contenido de nitrógeno orgánico en mg/L contenido en la humedad de las columnas, puede parecer que hay una gran cantidad disponible, pero al compararla con la concentración en los lixiviados, se notan valores mucho menores que las contenidas en la humedad final del suelo. Como se puede ver en las tablas del anexo I, todas las concentraciones lixiviadas son mucho menores que las disponibles en la humedad del suelo, por lo cual se puede afirmar que gran cantidad del nitrógeno orgánico se encuentra adsorbido en el suelo y que muy poca parte está disponible para lixiviar.

Para averiguar si se ha presentado mineralización y nitrificación, se debe analizar la variación de amonio y nitratos con respecto al Nitrógeno Orgánico disponible para la mineralización en el periodo analizado, es decir el que no se ha lixiviado y el que aún continúa retenido en el suelo al final de las experimentaciones (ecuaciones 151 y 152).

Esta no es una medida de cuanto se ha mineralizado o nitrificado, porque en este momento no es posible saber exactamente que fenómeno produce dicho aumento. Para calcular la variación se utilizó las siguientes ecuaciones, cuyos resultados se pueden ver en la Tabla 31:

$$\frac{\Delta N_{NO_3^-}}{\Delta N_{Org}} = \frac{mgN_{NO_3^-}_{Lix} + mgN_{NO_3^-}_{Ret} - mgN_{NO_3^-}_{C.I.} - mgN_{NO_3^-}_{Purín}}{mgN_{Org}_{C.I.} + mgN_{Org}_{Purín} - mgN_{Org}_{Lix} - mgN_{Org}_{Ret}} \times 100 \quad (151)$$

$$\frac{\Delta N_{NH_4^+}}{\Delta N_{Org}} = \frac{mgN_{NH_4^+}_{Lix} + mgN_{NH_4^+}_{Ret} - mgN_{NH_4^+}_{C.I.} - mgN_{NH_4^+}_{Purín}}{mgN_{Org}_{C.I.} + mgN_{Org}_{Purín} - mgN_{Org}_{Lix} - mgN_{Org}_{Ret}} \times 100 \quad (152)$$

Tabla 31. Variación de nitratos y amonio con respecto al nitrógeno orgánico disponible para transformarse en el periodo de simulación

| Columna | Granulometría | Dosificación | Variación $\Delta\text{NO}_3^-/\Delta\text{N_Org.}$ (%) | Variación $\Delta\text{NH}_4^+/\Delta\text{N_Org.}$ (%) |
|---------|---------------|--------------|--|--|
| C1 | Gruesa | Baja | 5.36 | -9.45 |
| C2 | Media | Alta | 4.89 | -12.71 |
| C3 | Fina | Media | 7.15 | -9.82 |
| C4 | Gruesa | Alta | 3.66 | -4.18 |
| C5 | Media | Media | 4.96 | -3.71 |
| C6 | Fina | Baja | 3.77 | -2.72 |
| C7 | Gruesa | Media | 5.19 | -2.92 |
| C8 | Media | Baja | 8.07 | -2.90 |
| C9 | Fina | Alta | 6.44 | -3.31 |

Como se puede ver en la Tabla 31, en los *nitratos* se observa un incremento con respecto al nitrógeno Orgánico disponible para la mineralización entre el 3.66 y el 8.07%, el cual es mayor en las columnas de 160 cm de longitud. Esto significa que aunque se haya presentado pérdidas por desnitrificación, las ganancias por nitrificación son muy importantes. En cambio en el *amonio* se nota una pérdida con respecto al nitrógeno Orgánico inicial entre 2.72 y 12.71%, el cual es mayor en las columnas de menor longitud. Esto también significa, que aunque se haya presentado mineralización, las pérdidas por volatilización son más importantes y/o la velocidad de paso de nitrógeno amoniacal a nitratos (nitrificación) es mucho más rápida.

Como se dijo anteriormente, en este momento no se puede decir cuanto nitrógeno se ha mineralizado ni cuanto de éste posteriormente se ha nitrificado, pero el aumento del contenido de nitratos, el cual es mayor que el aportado por el purín, y el incremento de los nitratos respecto al nitrógeno orgánico mineralizable, permiten asegurar la ocurrencia de la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno orgánico. El incremento negativo del amonio respecto al nitrógeno orgánico mineralizable en el periodo de simulación y el bajo contenido de amonio retenido en el suelo al final de las simulaciones permiten afirmar que la nitrificación es un proceso muy rápido y no permite una retención de amonio en la matriz del suelo.

4.5.3.3. Balance de Nitrógeno Total.

Con el fin de averiguar si se han producido pérdidas de nitrógeno por volatilización del nitrógeno amoniacal o por desnitrificación de los nitratos, se ha realizado el balance de nitrógeno total. El balance permitirá saber si se han producido pérdidas, pero no qué proceso de los mencionados, es el causante de las mismas.

El NT perdido se calcula como:

$$NT \text{ Perdido} = NT \text{ inicial} + NT \text{ aportado} - NT \text{ retenido} - NT \text{ lixiviado} \quad (153)$$

El porcentaje de pérdida es el cociente:

$$Pérdida_{NT} = \frac{NT \text{ Perdido}}{NT \text{ Inicial} + NT \text{ Aportado}} 100 \quad (154)$$

Los resultados se muestran en la Tabla 32, para cada columna.

Las pérdidas de Nitrógeno total oscilan entre 21 y 32 %. Estas pérdidas pueden ser ocasionadas por la volatilización y/o desnitrificación, pero en estos momentos no es posible establecer la importancia de un proceso frente al otro, o incluso su propia existencia. La aplicación del modelo de transporte PRZM.3.12.2 ayudará a resolver esta cuestión.

Tabla 32. Balance de Nitrógeno Total en las columnas.

| Columna | Dosificación | NT Inicial (mg) | NT Aportado (mg) | NT Retenido (mg) | NT Lixiviado (mg) | NT Perdido (mg) | Pérdida NT (%) |
|---------|--------------|-----------------|------------------|------------------|-------------------|-----------------|----------------|
| C1 | Baja | 2297.49 | 133.56 | 1719.94 | 59.61 | 651.51 | 26.80 |
| C2 | Alta | 2561.54 | 196.28 | 1953.76 | 79.45 | 724.62 | 26.28 |
| C3 | Media | 2827.09 | 164.92 | 2140.02 | 78.79 | 773.20 | 25.84 |
| C4 | Alta | 7288.35 | 196.28 | 5130.34 | 55.74 | 2298.55 | 30.71 |
| C5 | Media | 6739.77 | 164.92 | 4660.55 | 66.04 | 2178.09 | 31.55 |
| C6 | Baja | 8160.67 | 133.56 | 5553.82 | 77.25 | 2663.17 | 32.11 |
| C7 | Media | 11145.69 | 164.92 | 8275.83 | 50.41 | 2984.36 | 26.39 |
| C8 | Baja | 11260.55 | 133.56 | 8884.28 | 39.34 | 2470.50 | 21.68 |
| C9 | Alta | 13328.19 | 196.28 | 10281.54 | 35.49 | 3207.44 | 23.72 |

Analizando por grupos de igual longitud (40, 100 y 160 cm), encontramos pérdidas de nitrógeno total promedio de 26.31%, 31.45% y 23.97% de menor a mayor longitud respectivamente. La volatilización se asume igual para los tres tamaños de columnas porque sólo ocurre en la parte superior, por lo tanto era de esperar que a mayor longitud las pérdidas fueran mayores, debido a que hay más suelo para desnitrificar. Esto ocurre entre las de 40 cm y las de 100 cm, sin embargo en las columnas de 160 cm se presenta un porcentaje de pérdidas más bajo aunque las cantidades de nitrógeno total perdido son mayores. Esto radica en que las columnas de 160 cm retienen más nitrógeno total del que lixivian y también tienen un contenido inicial de nitrógeno mucho más alto, mientras que en las columnas de 100 cm el porcentaje que se lixivian es más alto, similar al de las columnas de 40 cm, retienen mucho menos nitrógeno y el contenido inicial también es más bajo que en las de 160 cm.

Dado el gran contenido de nitrógeno orgánico comparado con el contenido de amonio, se presume que la mineralización del nitrógeno orgánico original del suelo tiene mayor importancia frente a la nitrificación, en todo caso estos dos procesos no implican pérdidas de nitrógeno total.

4.5.4. Materia orgánica.

En cada sección de las columnas al finalizar las experimentaciones, se realizó el análisis del contenido de materia orgánica en el suelo mediante calcinación. El objetivo de esta experiencia es determinar si se presenta una ganancia significativa de materia orgánica debido a la aplicación del purín.

En primer lugar se calcula la cantidad de materia orgánica introducida en cada dosificación (ver Tabla 33).

Tabla 33. Materia orgánica añadida a las columnas

| Grado dosificación | Dosis (mL) | DQO (mg) | STV (mg) | DQO/STV |
|---------------------------|-------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| Bajo | 9.54 | 1321.29 | 471.18 | 2.8 |
| Medio | 11.78 | 1631.53 | 581.81 | 2.8 |
| Alto | 14.02 | 1941.77 | 692.45 | 2.8 |

Dado que el contenido inicial en materia orgánica del suelo era bastante alto, un 5.45%, es de esperar que el aporte de purín, en las dosificaciones establecidas, no incremente ostensiblemente el contenido en materia orgánica. En la Figura 27, se puede observar los perfiles de materia orgánica al final de los ensayos.

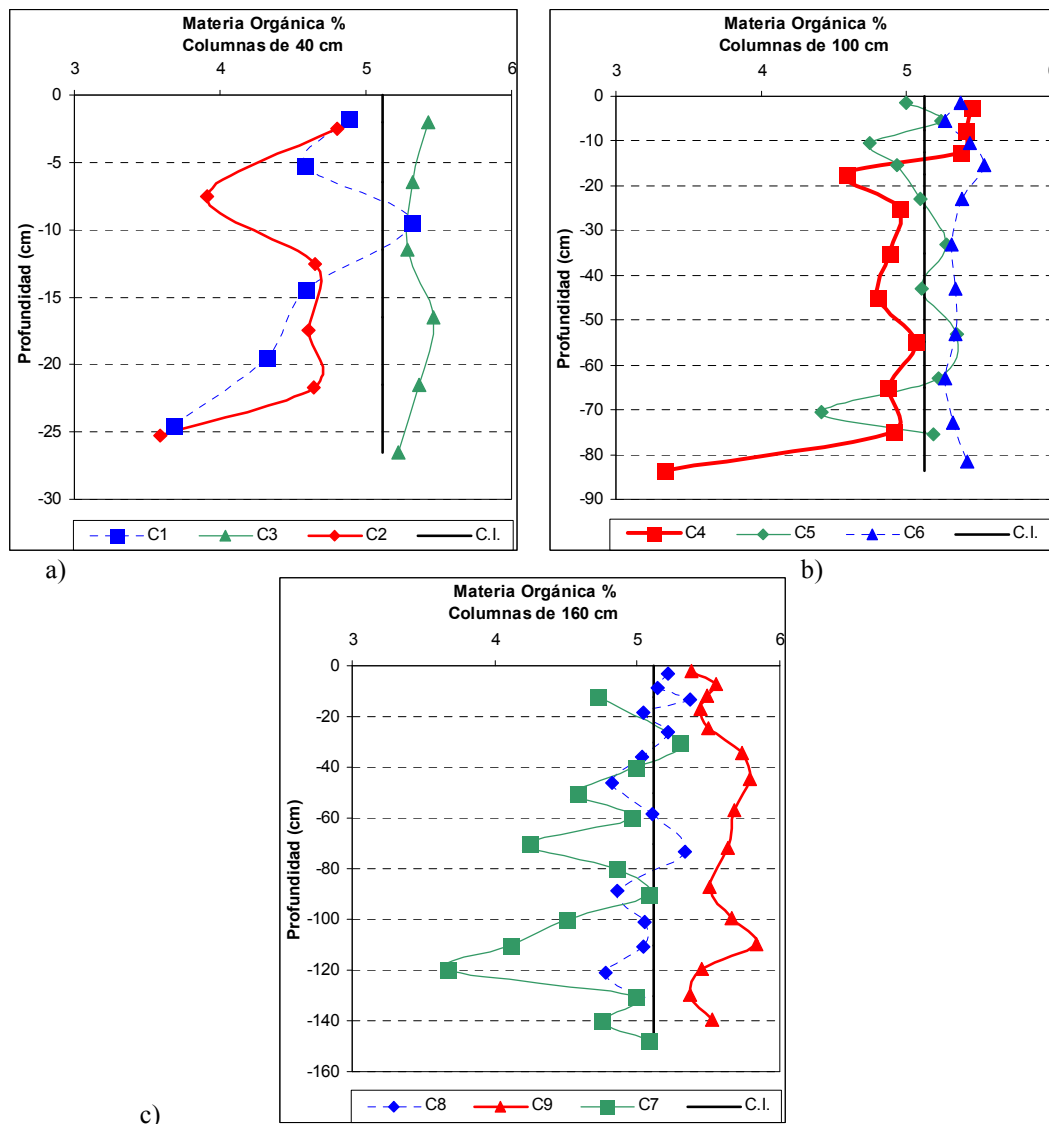


Figura 27. Variación del contenido de materia orgánica: a) columnas de 40 cm, b) columnas de 100 cm y c) columnas de 160 cm.

En la figura anterior se observa que únicamente las columnas finas han ganado materia orgánica. Solo la C9 presenta ganancia de materia orgánica a lo largo de toda la columna. Las columnas de granulometría gruesa y media pierden claramente materia orgánica.

Como se puede ver en la Tabla 34, donde se muestra el valor medio del contenido en materia orgánica en cada columna, las de granulometría fina son las que mayor contenido de materia orgánica presentan al final de las simulaciones, mientras que las de granulometría media y gruesa presentan valores un poco menores y muy similares entre las columnas de igual longitud. El contenido de materia orgánica del suelo ha disminuido en todas las columnas excepto en la columna C9.

Tabla 34. Valores medios del contenido de materia orgánica en cada columna

| Granulometría | Columna | Materia Orgánica Media (%) | Desviación estándar |
|----------------|---------|-------------------------------|---------------------|
| Finas | C3 | 5.35 | 0.09 |
| | C6 | 5.36 | 0.08 |
| | C9 | 5.57 | 0.15 |
| Medias | C2 | 4.37 | 0.49 |
| | C5 | 5.05 | 0.27 |
| | C8 | 5.07 | 0.18 |
| Gruesas | C1 | 4.56 | 0.55 |
| | C4 | 4.87 | 0.58 |
| | C7 | 4.70 | 0.44 |

4.6. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA INFLUENCIA DE LA LONGITUD DE LA COLUMNA, GRANULOMETRÍA DEL SUELO Y DOSIFICACIÓN DEL PURÍN EN EL CICLO DEL NITRÓGENO EN EL SUELO.

El diseño experimental tiene como uno de sus objetivos evaluar la significatividad de la longitud de la columna, el tipo de suelo y la dosis de purín en los procesos del ciclo del nitrógeno por medio del análisis de la varianza ANOVA. Al igual que Grageda-Cabrera, (2000) que utilizó un modelo factorial de tres parámetros (suelo, humedad y fuente de nitrógeno) y tres repeticiones, se analiza el efecto de tres factores (profundidad del suelo en cada columna, granulometría del suelo y dosis de purín) a tres niveles cada uno (alto, medio y bajo), en lo que se conoce como diseño experimental L9. La aplicación de este método estadístico evita tener que realizar 27 ensayos para obtener la misma información.

En la actualidad se han realizado muchos diseños de experimentos que aplican el análisis de la varianza para cuantificar efectos de múltiples factores sobre la producción, eficiencia del uso de fertilizantes, etc. Algunos de estos trabajos estudian el efecto del momento de aplicación de nitrógeno sobre la eficiencia del uso de fertilizantes y la concentración proteínica del grano de cebada, Otegui, (2001); el efecto de la presencia o no de árboles en el nitrógeno inorgánico disponible y lixiviado, Kreibich, (2003); el efecto de la adición de nitrógeno en bosques tropicales en la emisión de óxido nitroso y óxido nítrico, Hall, (1999) entre otros. Sin embargo, no se ha utilizado el análisis de la varianza para cuantificar el efecto de factores del terreno como son la granulometría y la profundidad del suelo en el ciclo del nitrógeno.

El análisis de la varianza analiza la posible influencia de una o varias variables independientes (o factores) sobre una variable dependiente. Las primeras son variables cualitativas mientras que la segunda debe ser cuantitativa. Este análisis puede realizarse tanto para diseños balanceados (todos los grupos de los distintos factores tienen el mismo número de elementos n) como no balanceados (distinto número de elementos) (Calvo, 1993).

El diseño experimental aquí utilizado es no balanceado debido a que la cantidad de eventos de lixiviación de nitrógeno varía para cada columna, debido principalmente a la diferencia de longitud y de granulometría del suelo. En la bibliografía, se explican con gran énfasis los modelos balanceados para diferente número de factores (Lindman, 1974; Calvo, 1993; Romero, 1993). Sin embargo, para modelos no balanceados se explica hasta dos factores, debido a la necesidad de emplear las sumas de cuadrados exactas por medio del Modelo Lineal General, el cual es más complicado para tres factores y se sugiere utilizar los programas de ordenador desarrollados para tal propósito.

En este trabajo, el análisis de la varianza se realizó por medio de una hoja de cálculo y no directamente con alguno de los programas estadísticos dispuestos para tal, debido a la necesidad de conocer a fondo los fundamentos del análisis de la varianza ANOVA. Lo primero que se hizo fue una homogenización, tanto de los datos de lixiviado (ver Tabla 35, Tabla 36 y Tabla 37) como de los de nitrógeno retenido en el suelo al final de las experimentaciones (ver Tabla 44, Tabla 45 y Tabla 46). Los valores homogenizados representan los percentiles de las cantidades totales lixiviadas y retenidas para cada una de las formas nitrogenadas estudiadas en las nueve columnas experimentales, así:

Tabla 35. Homogenización de los nitratos lixiviados respecto al lixiviado total.

| Nitratos lixiviados (mg N NO₃⁻/L) | | | | | | | | | |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| % | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 |
| 10 | 115.6 | 146.1 | 150.1 | 86.6 | 104.4 | 111.0 | 62.0 | 53.6 | 51.6 |
| 20 | 231.2 | 292.1 | 300.2 | 173.2 | 208.8 | 222.0 | 124.0 | 107.3 | 103.3 |
| 30 | 346.8 | 438.2 | 450.2 | 259.8 | 313.1 | 333.0 | 186.0 | 160.9 | 154.9 |
| 40 | 462.5 | 584.2 | 600.3 | 346.4 | 417.5 | 444.0 | 248.0 | 214.5 | 206.5 |
| 50 | 578.1 | 730.3 | 750.4 | 433.0 | 521.9 | 555.0 | 310.0 | 268.1 | 258.1 |
| 60 | 693.7 | 876.4 | 900.5 | 519.6 | 626.3 | 666.0 | 372.0 | 321.8 | 309.8 |
| 70 | 809.3 | 1022.4 | 1050.6 | 606.2 | 730.6 | 777.0 | 434.0 | 375.4 | 361.4 |
| 80 | 924.9 | 1168.5 | 1200.6 | 692.8 | 835.0 | 888.0 | 496.0 | 429.0 | 413.0 |
| 90 | 1040.5 | 1314.5 | 1350.7 | 779.4 | 939.4 | 999.0 | 558.0 | 482.6 | 464.6 |
| 100 | 1156.1 | 1460.6 | 1500.8 | 866.0 | 1043.8 | 1110.0 | 620.0 | 536.3 | 516.3 |
| Total | 6358.7 | 8033.2 | 8254.3 | 4763.0 | 5740.6 | 6105.0 | 3410.0 | 2949.4 | 2839.4 |

Tabla 36. Homogenización del amonio lixiviado respecto al lixiviado total.

| Amonio lixiviado (mg N NH₄⁺/L) | | | | | | | | | |
|---|---------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|
| % | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 |
| 10 | 1.82 | 2.02 | 0.40 | 1.38 | 1.02 | 0.92 | 0.58 | 0.63 | 1.82 |
| 20 | 3.64 | 4.03 | 0.80 | 2.77 | 2.03 | 1.84 | 1.17 | 1.26 | 3.64 |
| 30 | 5.47 | 6.05 | 1.21 | 4.15 | 3.05 | 2.77 | 1.75 | 1.89 | 5.47 |
| 40 | 7.29 | 8.06 | 1.61 | 5.54 | 4.07 | 3.69 | 2.33 | 2.52 | 7.29 |
| 50 | 9.11 | 10.08 | 2.01 | 6.92 | 5.08 | 4.61 | 2.92 | 3.16 | 9.11 |
| 60 | 10.93 | 12.09 | 2.41 | 8.31 | 6.10 | 5.53 | 3.50 | 3.79 | 10.93 |
| 70 | 12.75 | 14.11 | 2.82 | 9.69 | 7.11 | 6.45 | 4.08 | 4.42 | 12.75 |
| 80 | 14.57 | 16.12 | 3.22 | 11.07 | 8.13 | 7.37 | 4.66 | 5.05 | 14.57 |
| 90 | 16.40 | 18.14 | 3.62 | 12.46 | 9.15 | 8.30 | 5.25 | 5.68 | 16.40 |
| 100 | 18.22 | 20.15 | 4.02 | 13.84 | 10.16 | 9.22 | 5.83 | 6.31 | 18.22 |
| Total | 100.20 | 110.84 | 22.12 | 76.14 | 55.89 | 50.69 | 32.07 | 34.71 | 100.20 |

Tabla 37. Homogenización del nitrógeno orgánico lixiviado respecto al lixiviado total.

| % | Nitrógeno Orgánico lixiviado (mg N/L) | | | | | | | | |
|--------------|---------------------------------------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|
| | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 |
| 10 | 101.39 | 143.00 | 27.64 | 22.07 | 16.08 | 29.54 | 8.79 | 10.49 | 6.80 |
| 20 | 202.78 | 285.99 | 55.29 | 44.15 | 32.15 | 59.08 | 17.58 | 20.99 | 13.61 |
| 30 | 304.17 | 428.99 | 82.93 | 66.22 | 48.23 | 88.62 | 26.38 | 31.48 | 20.41 |
| 40 | 405.56 | 571.98 | 110.58 | 88.30 | 64.31 | 118.16 | 35.17 | 41.98 | 27.22 |
| 50 | 506.95 | 714.98 | 138.22 | 110.37 | 80.38 | 147.70 | 43.96 | 52.47 | 34.02 |
| 60 | 608.34 | 857.98 | 165.87 | 132.45 | 96.46 | 177.24 | 52.75 | 62.96 | 40.83 |
| 70 | 709.73 | 1000.97 | 193.51 | 154.52 | 112.54 | 206.78 | 61.54 | 73.46 | 47.63 |
| 80 | 811.12 | 1143.97 | 221.15 | 176.60 | 128.62 | 236.32 | 70.34 | 83.95 | 54.44 |
| 90 | 912.51 | 1286.97 | 248.80 | 198.67 | 144.69 | 265.86 | 79.13 | 94.45 | 61.24 |
| 100 | 1013.90 | 1429.96 | 276.44 | 220.75 | 160.77 | 295.40 | 87.92 | 104.94 | 68.05 |
| Total | 5576.47 | 7864.79 | 1520.43 | 1214.11 | 884.23 | 1624.72 | 483.56 | 577.17 | 374.26 |

En este tipo de modelo factorial se considera que los tres factores, en este caso profundidad, granulometría y dosis, actúan de forma lineal sobre las variables independientes (nitrógeno lixiviado y retenido). De igual forma se pueden analizar las interacciones dobles y triples de los tres factores sobre la variable independiente.

El efecto total de los tres factores se calcula por medio de la suma de cuadrados (SC_{Total}) debido a la influencia de todos los factores:

$$SC_{Total} = \sum_{ijkn} x_{ijkn}^2 - \frac{\left(\sum_{ijkl \dots} x \right)^2}{trsn} \quad (155)$$

Los efectos principales de los tres factores se calculan por medio de la suma de cuadrados (SC) debido a la influencia del respectivo factor:

$$SC_A = \frac{1}{rsn} \sum_i x_{i\dots}^2 - \frac{\left(\sum_{ijkl \dots} x \right)^2}{trsn} \quad (156)$$

$$SC_B = \frac{1}{tsn} \sum_j x_{\cdot j \cdot \cdot}^2 - \frac{\left(\sum_{ijkl \dots} x \right)^2}{trsn} \quad (157)$$

$$SC_C = \frac{1}{trn} \sum_k x_{..k}^2 - \frac{\left(\sum_{ijkl} x \right)^2}{trsn} \quad (158)$$

Donde i varía de 1 a t (factor A), j de 1 a r (factor B) y k de 1 a s (factor C), que en este caso t , r y s son iguales a tres (tres profundidades de suelo, tres granulometrías y tres dosificaciones de purín) y l varía de 1 a n y es igual a diez (diez valores homogenizados de nitrógeno lixiviado y retenido).

Dada la complejidad de los cálculos es conveniente, como paso previo a la obtención de la tabla de Análisis de la varianza general, dividir los datos en tres subgrupos: A y B variables y C fijo, A y C variable y B fijo, B y C variables y A fijo. En cada tabla se tendrá la suma de las observaciones respecto al factor fijo (Ruiz, 1977). Las interacciones dobles de los factores SC_{AB} , SC_{AC} , SC_{BC} , se calculan de la siguiente forma:

$$SC_{AB} = \frac{1}{sn} \sum_{ij} x_{ij..}^2 - SC_A - SC_B - \frac{\left(\sum_{ijkl} x \right)^2}{trsn} \quad (159)$$

La interacción triple se calcula de la siguiente forma:

$$SC_{ABC} = \frac{1}{n} \sum_{ijk} x_{ijk.}^2 - SC_A - SC_B - SC_C - SC_{AB} - SC_{AC} - SC_{BC} - \frac{\left(\sum_{ijkl} x \right)^2}{trsn} \quad (160)$$

El cálculo de la suma de cuadrados del error o efecto residual ($SC_{Residual}$) es la siguiente:

$$SC_{Residual} = \sum_{ijkl} x_{ijkl}^2 - \frac{1}{n} \sum_{ijk} x_{ijk.}^2 \quad (161)$$

Posteriormente se calcula el cuadrado medio (CM) para todos los efectos así:

$$CM_{Efecto} = \frac{SC_{Efecto}}{GL_{Efecto}} \quad (162)$$

Donde SC es la suma de cuadrados y GL los grados de libertad de cada efecto analizado por separado

Y se calcula el F_Ratio que es el valor a comparar con el valor dado por la tabla de distribución F de Fisher ($F_{GL_{efecto}, GL_{Residual}}$), así:

$$F_{Ratio} = \frac{CM_{Efecto}}{CM_{Residual}} \quad (163)$$

A continuación se muestran los resultados del Análisis de la Varianza para los ensayos de lixiviación de nitrógeno:

Tabla 38. Resultados del Análisis de la varianza (ANOVA) para los ensayos de lixiviación de amonio. La letra S identifica las variables que son significativas en la lixiviación de amonio.

| | Efectos | GL | CM | F Ratio | F Tabla | |
|-----------------------------------|---------|-----|--------|---------|---------|---|
| SC _{Total} | 3772.89 | 269 | | | | |
| SC _{Longitud} | 115.87 | 2 | 57.93 | 13.91 | 3.04 | S |
| SC _{Dosis} | 61.20 | 2 | 30.60 | 7.35 | 3.04 | S |
| SC _{Granulometría} | 86.88 | 2 | 43.44 | 10.43 | 3.04 | S |
| SC _{Long-Dosis} | 109.40 | 4 | 27.35 | 6.57 | 2.42 | S |
| SC _{Long-Granulometría} | 83.71 | 4 | 20.93 | 5.02 | 2.42 | S |
| SC _{Dosis-Granulometría} | 138.39 | 4 | 34.60 | 8.31 | 2.42 | S |
| SC _{Triple} | 3115.92 | 8 | 389.49 | 93.51 | 1.98 | S |
| SC _{Residual} | 1012.19 | 243 | 4.17 | | | |

Tanto los factores simples como las combinaciones de ellos tienen un efecto significativo en el lixiviado de amonio presentándose, como era de esperar, el mayor en la combinación de los tres factores. Analizando los efectos simples, el factor longitud es el que mayor efecto tiene sobre la media del lixiviado de amonio, siguiéndole la granulometría. Debido a que el amonio no es totalmente soluble, una fracción de éste es adsorbida por el suelo, esta cantidad depende de características del suelo como la granulometría. La interacción Dosis-Granulometría es el efecto doble más significativo en el lixiviado de amonio.

Ya que todos los factores y sus interacciones son significativos sobre la variable amonio lixiviado, queda por investigar si entre todos los grupos hay diferencias o sólo entre

alguno o algunos y conocer qué niveles producen un efecto superior a los otros. Para llevar a cabo estos contrastes existen múltiples tests. En este trabajo se ha utilizado el método de Scheffe para la comparación múltiple de medias entre los distintos grupos tanto del factor A como B así como de los subgrupos ij (Calvo, 1993) así:

$$F_{ab} = \frac{(\bar{X}_a - \bar{X}_b)^2 n}{2CM_{Residual}(t * r - 1)} \quad (164)$$

Donde la F_{ab} es el valor de la interacción significativa entre el factor A y B calculado para cada una de las combinaciones ij , en este caso 9 valores por cada interacción.

Tabla 39. Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffe para los efectos dobles en los ensayos de lixiviación de amonio. En negrilla las combinaciones significativas.

| | Interacción Longitud-Dosis | | | Interacción Longitud-Granulometría | | | Interacción Dosis-Granulometría | | | | |
|------------|----------------------------|-------|--------------|------------------------------------|--------------|-------------|---------------------------------|-------------|--------------|-------------|-------------|
| | D:B-M | D:B-A | D:M-A | L:B | G:F-M | G:F-G | G:M-G | D:B | G:F-M | G:F-G | G:M-G |
| L:B | 9.15 | 0.17 | 11.81 | L:B | 11.81 | 9.15 | 0.17 | D:B | 0.38 | 3.68 | 6.44 |
| L:M | 0.04 | 0.97 | 0.62 | L:M | 0.04 | 0.97 | 0.62 | D:-M | 1.71 | 0.15 | 0.85 |
| L:A | 0.01 | 0.17 | 0.10 | L:A | 0.17 | 0.10 | 0.01 | D:A | 11.32 | 4.08 | 1.81 |

Comparando las medias según Scheffé (Tabla 39), en negrilla se muestran las combinaciones que se diferencian muy significativamente de las demás, siendo la combinación longitud baja, granulometría fina y media (C3 y C2) las que mayor diferencia significativa presentan sobre la media, ya que son los valores mínimos y máximos en el lixiviado de amonio.

Tabla 40. Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para los ensayos de lixiviación de Nitratos. Las letras S y N-S identifican las variables que son significativas o no, respectivamente en la lixiviación de nitratos

| Efectos | GL | CM | F Ratio | F Tabla | |
|-----------------------------------|-------------|-----|-----------|---------|----------|
| SC _{Total} | 28773791.95 | 269 | | | |
| SC _{Longitud} | 1008130.60 | 2 | 504065.3 | 7.07 | 3.04 S |
| SC _{Dosis} | 26473.84 | 2 | 13236.92 | 0.19 | 3.04 N-S |
| SC _{Granulometría} | 44972.08 | 2 | 22486.04 | 0.32 | 3.04 N-S |
| SC _{Long-Dosis} | 83371.76 | 4 | 20842.94 | 0.29 | 2.42 N-S |
| SC _{Long-Granulometría} | 64873.52 | 4 | 16218.38 | 0.23 | 2.42 N-S |
| SC _{Dosis-Granulometría} | 1046530.3 | 4 | 261632.6 | 3.67 | 2.42 S |
| SC _{Triple} | 18470332.08 | 8 | 2308791.5 | 32.37 | 1.98 S |
| SC _{Residual} | 8029107.8 | 243 | 33041.60 | | |

Con respecto a los nitratos, sólo el factor longitud fue significativo como efecto simple. Esto es debido a que los nitratos son lábiles y por tanto su lixiviado es proporcional a la longitud del recorrido del agua en la columna de suelo. Sin embargo, entre los efectos dobles sólo la interacción Dosis-Granulometría resultó significativa. Esto también refleja el

efecto de la hidráulica (transporte del agua en función de la granulometría) en el lixiviado de los nitratos.

Tabla 41. Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffé para los efectos dobles para los ensayos de lixiviación de nitratos. En negrilla las combinaciones significativas.

| | Interacción Longitud-Dosis | | | Interacción Longitud- Granulometría | | | Interacción Dosis- Granulometría | | | | |
|-----|----------------------------|-------|-------|-------------------------------------|-------|-------|----------------------------------|-------|-------------|-------------|------|
| | D:B-M | D:B-A | D:M-A | G:F-M | G:F-G | G:M-G | G:F-M | G:F-G | G:M-G | | |
| L:B | 0.68 | 0.53 | 0.01 | L:B | 0.01 | 0.68 | 0.53 | D:B | 1.88 | 0.01 | 2.20 |
| L:M | 0.03 | 0.34 | 0.18 | L:M | 0.03 | 0.34 | 0.18 | D:M | 1.20 | 4.44 | 1.03 |
| L:A | 0.04 | 0.00 | 0.06 | L:A | 0.00 | 0.06 | 0.04 | D:A | 5.10 | 0.70 | 2.02 |

Analizando las medias según Scheffé (Tabla 41) las combinaciones dosis media, granulometría fina y gruesa (C3 y C7) y dosis alta, granulometría fina y media (C2 y C9) son las combinaciones con mayor diferencia significativa presentan sobre la media, siendo este último la combinación que mayor efecto tiene sobre el lixiviado de nitratos.

Tabla 42. Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para los ensayos de lixiviación de Nitrógeno Orgánico. Las letras S identifican las variables que son significativas en la lixiviación de nitrógeno orgánico.

| Efectos | GL | CM | F Ratio | F Tabla | |
|-----------------------------------|-------------|-----|-----------|---------|--------|
| SC _{Total} | 11338256.13 | 269 | | | |
| SC _{Longitud} | 1164865.29 | 2 | 582432.64 | 51.45 | 3.04 S |
| SC _{Dosis} | 258580.25 | 2 | 129290.12 | 11.42 | 3.04 S |
| SC _{Granulometría} | 192694.33 | 2 | 96347.16 | 8.51 | 3.04 S |
| SC _{Long-Dosis} | 439489.88 | 4 | 109872.47 | 9.71 | 2.42 S |
| SC _{Long-Granulometría} | 505375.80 | 4 | 126343.95 | 11.16 | 2.42 S |
| SC _{Dosis-Granulometría} | 1411660.84 | 4 | 352915.21 | 31.17 | 2.42 S |
| SC _{Triple} | 6113965.35 | 8 | 764245.67 | 67.51 | 1.98 S |
| SC _{Residual} | 2750899.56 | 243 | 11320.57 | | |

En el nitrógeno orgánico, al igual que en el amonio, tanto los factores simples como las combinaciones de ellos tienen un efecto significativo en el lixiviado presentándose, como era de esperar, el mayor efecto con la combinación de los tres factores y siguiéndole el factor longitud. Entre los efectos dobles, la interacción Dosis–Granulometría, al igual que en el amonio, es la combinación que mayor efecto tiene sobre la media del lixiviado.

Tabla 43. Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffé para los efectos dobles para los ensayos de lixiviación de nitrógeno orgánico. En negrilla las combinaciones significativas.

| | Interacción Longitud-Dosis | | | Interacción Longitud- Granulometría | | | Interacción Dosis- Granulometría | | | | |
|-----|----------------------------|-------|-------|-------------------------------------|-------|-------------|----------------------------------|-------|--------------|-------------|--------------|
| | D:B-M | D:B-A | D:M-A | G:F-M | G:F-G | G:M-G | G:F-M | G:F-G | G:M-G | | |
| L:B | 9.08 | 2.89 | 22.22 | L:B | 22.22 | 9.08 | 2.89 | D:B | 0.61 | 8.62 | 13.80 |
| L:M | 0.30 | 0.09 | 0.06 | L:M | 0.30 | 0.09 | 0.060 _i | D:M | 0.22 | 0.59 | 0.09 |
| L:A | 0.01 | 0.02 | 0.01 | L:A | 0.02 | 0.01 | 0.01 | D:A | 30.98 | 0.39 | 24.42 |

El análisis de las medias de Scheffé (Tabla 43), presenta diez combinaciones con diferencias significativas, siendo la columna de dosificación alta, granulometría fina y media (C2 y C9) la que presenta una diferencia más significativa respecto de las demás.

Finalizadas las simulaciones de lluvia se desmontaron las columnas. Se analizó el contenido de las diferentes formas del nitrógeno retenidas en el suelo, en secciones de 5, 10 y 15 cm de espesor. Al igual que en el lixiviado, dependiendo de la longitud, el número de datos es diferente, por esta razón también se procedió a una homogenización respecto al porcentaje de peso de la columna (Tabla 44, Tabla 45 y Tabla 46).

Tabla 44. Homogenización del amonio retenido al final de las experimentaciones respecto al peso total de la columna

| % | Amonio Retenido (mg N NH_4^+) | | | | | | | | |
|--------------|---|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 |
| 10 | 0.10 | 0.05 | 0.10 | 1.19 | 1.07 | 0.40 | 4.30 | 3.05 | 1.00 |
| 20 | 0.17 | 0.13 | 0.14 | 1.44 | 1.34 | 0.62 | 4.64 | 3.80 | 1.52 |
| 30 | 0.24 | 0.22 | 0.18 | 1.70 | 1.61 | 0.83 | 4.97 | 4.55 | 2.03 |
| 40 | 0.31 | 0.30 | 0.22 | 1.95 | 1.88 | 1.05 | 5.30 | 5.30 | 2.55 |
| 50 | 0.38 | 0.38 | 0.26 | 2.20 | 2.15 | 1.27 | 5.63 | 6.04 | 3.06 |
| 60 | 0.45 | 0.47 | 0.30 | 2.45 | 2.42 | 1.49 | 5.96 | 6.79 | 3.58 |
| 70 | 0.52 | 0.55 | 0.34 | 2.70 | 2.69 | 1.71 | 6.29 | 7.54 | 4.10 |
| 80 | 0.58 | 0.63 | 0.37 | 2.95 | 2.96 | 1.92 | 6.62 | 8.29 | 4.61 |
| 90 | 0.65 | 0.72 | 0.41 | 3.20 | 3.22 | 2.14 | 6.95 | 9.04 | 5.13 |
| 100 | 0.72 | 0.80 | 0.45 | 3.45 | 3.49 | 2.36 | 7.28 | 9.79 | 5.64 |
| Total | 4.12 | 4.25 | 2.77 | 23.23 | 22.83 | 13.78 | 57.94 | 64.19 | 33.21 |

Tabla 45. Homogenización de los nitratos retenidos al final de las experimentaciones respecto al peso total de la columna

| % | Nitratos Retenidos (mg N NO_3^-) | | | | | | | | |
|--------------|--|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 |
| 10 | 12.51 | 8.95 | 13.24 | 28.63 | 34.32 | 14.38 | 72.69 | 35.87 | 16.06 |
| 20 | 14.53 | 11.06 | 16.05 | 39.79 | 48.74 | 26.56 | 87.77 | 62.84 | 47.12 |
| 30 | 16.56 | 13.17 | 18.85 | 50.94 | 63.16 | 38.73 | 102.84 | 89.80 | 78.18 |
| 40 | 18.58 | 15.29 | 21.65 | 62.10 | 77.59 | 50.91 | 117.92 | 116.76 | 109.24 |
| 50 | 20.61 | 17.40 | 24.46 | 73.26 | 92.01 | 63.08 | 132.99 | 143.72 | 140.30 |
| 60 | 22.64 | 19.52 | 27.26 | 84.42 | 106.43 | 75.25 | 148.07 | 170.68 | 171.36 |
| 70 | 24.66 | 21.63 | 30.07 | 95.58 | 120.85 | 87.43 | 163.14 | 197.64 | 202.42 |
| 80 | 26.69 | 23.74 | 32.87 | 106.73 | 135.27 | 99.60 | 178.22 | 224.60 | 233.48 |
| 90 | 28.71 | 25.86 | 35.67 | 117.89 | 149.70 | 111.78 | 193.29 | 251.56 | 264.54 |
| 100 | 30.74 | 27.97 | 38.48 | 129.05 | 164.12 | 123.95 | 208.37 | 278.52 | 295.60 |
| Total | 216.22 | 184.58 | 258.59 | 788.38 | 992.18 | 691.68 | 1405.3 | 1572.0 | 1558.3 |

Tabla 46. Homogenización del nitrógeno orgánico retenido al final de las experimentaciones respecto al peso total de la columna

| Nitrógeno Orgánico Retenido (mg N) | | | | | | | | | |
|------------------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| % | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 |
| 10 | 174.44 | 215.89 | 309.30 | 867.44 | 1172.57 | 846.27 | 3036.85 | 1322.63 | 1395.53 |
| 20 | 376.03 | 446.09 | 569.80 | 1482.56 | 1830.01 | 1578.74 | 3758.20 | 2302.97 | 2615.93 |
| 30 | 577.62 | 676.29 | 830.30 | 2097.68 | 2487.45 | 2311.21 | 4479.55 | 3283.31 | 3836.33 |
| 40 | 779.21 | 906.49 | 1090.80 | 2712.80 | 3144.89 | 3043.68 | 5200.90 | 4263.65 | 5056.73 |
| 50 | 980.80 | 1136.69 | 1351.30 | 3327.92 | 3802.33 | 3776.15 | 5922.25 | 5243.99 | 6277.13 |
| 60 | 1182.39 | 1366.89 | 1611.80 | 3943.04 | 4459.77 | 4508.62 | 6643.60 | 6224.33 | 7497.53 |
| 70 | 1383.98 | 1597.09 | 1872.30 | 4558.16 | 5117.21 | 5241.09 | 7364.95 | 7204.67 | 8717.93 |
| 80 | 1585.57 | 1827.29 | 2132.80 | 5173.28 | 5774.65 | 5973.56 | 8086.30 | 8185.01 | 9938.33 |
| 90 | 1787.16 | 2057.49 | 2393.30 | 5788.40 | 6432.09 | 6706.03 | 8807.65 | 9165.35 | 11158.7 |
| 100 | 1988.75 | 2287.69 | 2653.80 | 6403.52 | 7089.53 | 7438.50 | 9529.00 | 10145.7 | 12379.1 |
| Total | 10816.0 | 12517.9 | 14815.5 | 36354.8 | 41310.5 | 41423.9 | 62829.3 | 57341.6 | 68873.3 |

A continuación se muestra el análisis de la varianza para el nitrógeno retenido en el suelo.

Tabla 47. Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para el amonio retenido en el suelo al final de los ensayos. Las letras S identifican las variables que son significativas en el amonio retenido en el suelo.

| Efectos | GL | CM | F Ratio | F Tabla | |
|-----------------------------------|--------|-----|---------|---------|--------|
| SC _{Total} | 891.15 | 269 | | | |
| SC _{Longitud} | 119.57 | 2 | 59.79 | 155.44 | 3.04 S |
| SC _{Dosis} | 3.64 | 2 | 1.82 | 4.73 | 3.04 S |
| SC _{Granulometría} | 11.19 | 2 | 5.59 | 14.54 | 3.04 S |
| SC _{Long-Dosis} | 16.20 | 4 | 4.05 | 10.53 | 2.42 S |
| SC _{Long-Granulometría} | 8.65 | 4 | 2.16 | 5.62 | 2.42 S |
| SC _{Dosis-Granulometría} | 124.59 | 4 | 31.15 | 80.98 | 2.42 S |
| SC _{Triple} | 703.58 | 8 | 87.95 | 228.66 | 1.98 S |
| SC _{Residual} | 93.46 | 243 | 0.38 | | |

El análisis de la varianza para el amonio retenido en el suelo, al igual que en el análisis sobre el lixiviado, indica que todos los factores y sus combinaciones producen efectos significativos sobre el amonio retenido. El efecto doble que más afecta la media del amonio también es Dosis-Granulometría.

Tabla 48. Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffé para los efectos dobles para el amonio retenido en el suelo. En negrilla las combinaciones significativas.

| | Interacción Longitud-Dosis | | | Interacción Longitud-Granulometría | | | Interacción Dosis-Granulometría | | | | |
|-----|----------------------------|--------------|-------------|------------------------------------|--------------|-------------|---------------------------------|-------|--------------|--------------|--------------|
| | D:B-M | D:B-A | D:M-A | G:F-M | G:F-G | G:M-G | G:F-M | G:F-G | G:M-G | | |
| L:B | 0.03 | 0.00 | 0.04 | L_B | 0.04 | 0.03 | 0.00 | D:B | 41.29 | 1.52 | 58.64 |
| L:M | 1.33 | 1.45 | 0.00 | L:M | 1.33 | 1.45 | 0.00 | D:M | 6.54 | 49.45 | 20.03 |
| L:A | 0.64 | 15.59 | 9.93 | L:A | 15.59 | 9.93 | 0.64 | D:A | 13.63 | 1.62 | 5.85 |

El análisis de las medias según Scheffé (Tabla 48) indica que hay once combinaciones que presentan una diferencia significativa respecto a las demás combinaciones. La

combinación dosis baja, granulometría media y gruesa (C1 y C8) es la que presenta la mayor diferencia significativa respecto a las demás combinaciones de factores.

Tabla 49. Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para los nitratos retenidos en el suelo al final de los ensayos. Las letras S y N-S identifican las variables que son significativas o no, respectivamente en los nitratos retenido en el suelo.

| Efectos | GL | CM | F Ratio | F Tabla | |
|-----------------------------------|-----------|-----|----------|---------|----------|
| SC _{Total} | 892223.17 | 269 | | | |
| SC _{Longitud} | 83586.18 | 2 | 41793.09 | 50.95 | 3.04 S |
| SC _{Dosis} | 182.50 | 2 | 91.25 | 0.11 | 3.04 N-S |
| SC _{Granulometría} | 674.98 | 2 | 337.49 | 0.41 | 3.04 N-S |
| SC _{Long-Dosis} | 2048.81 | 4 | 512.20 | 0.62 | 2.42 N-S |
| SC _{Long-Granulometría} | 1556.33 | 4 | 389.08 | 0.47 | 2.42 N-S |
| SC _{Dosis-Granulometría} | 84960.01 | 4 | 21240.00 | 25.89 | 2.42 S |
| SC _{Triple} | 737618.22 | 8 | 92202.28 | 112.4 | 1.98 S |
| SC _{Residual} | 199321.00 | 243 | 820.25 | | |

Respecto a los nitratos retenidos, también se presenta efecto significativo simple con el factor longitud, teniendo un valor de significancia mucho mayor que en el lixiviado. Igualmente se presenta efecto significativo debido a la interacción doble Dosis–Granulometría y la interacción triple.

Tabla 50. Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffé para los efectos dobles para los nitratos retenidos en el suelo. En negrilla las combinaciones significativas.

| | Interacción Longitud-Dosis | | | Interacción Longitud-Granulometría | | | Interacción Dosis-Granulometría | | | | |
|-----|----------------------------|-------|-------|------------------------------------|-------------|-------|---------------------------------|------------|--------------|--------------|--------------|
| | D:B-M | D:B-A | D:M-A | L_B | G:F-M | G:F-G | G:M-G | D:B | G:F-M | G:F-G | G:M-G |
| L:B | 0.01 | 0.01 | 0.04 | L_B | 0.04 | 0.01 | 0.01 | D:B | 5.91 | 1.72 | 14.01 |
| L:M | 0.69 | 0.07 | 0.32 | L:M | 0.69 | 0.07 | 0.32 | D:M | 4.10 | 10.02 | 1.30 |
| L:A | 0.21 | 0.00 | 0.18 | L:A | 0.00 | 0.18 | 0.21 | D:A | 14.38 | 4.52 | 2.78 |

El análisis de Scheffé indica que las combinaciones dosis alta, granulometría fina y media (C2 y C9) son las que presentan mayor diferencia significativa respecto a las demás combinaciones de factores sobre la media de los nitratos retenidos.

Tabla 51. Resultados del Análisis de la Varianza (ANOVA) para el Nitrógeno Orgánico retenido en el suelo al final de los ensayos. Las letras S y N-S identifican las variables que son significativas o no, respectivamente en el nitrógeno orgánico retenido en el suelo.

| Efectos | GL | CM | F Ratio | F Tabla | |
|------------------------------------|--------------|-----|------------|---------|----------|
| SC _{Total} | 1647077590.1 | 269 | | | |
| SC _{Longitud} | 126719116.5 | 2 | 63359558.3 | 41.7 | 3.04 S |
| SC _{Dosis} | 577744.9 | 2 | 288872.5 | 0.2 | 3.04 N-S |
| SC _{granulometría} | 1570953.1 | 2 | 785476.6 | 0.5 | 3.04 N-S |
| SC _{Long-Dosis} | 2467407.0 | 4 | 616851.7 | 0.4 | 2.42 N-S |
| SC _{Long-granulometría} | 1474198.8 | 4 | 368549.7 | 0.2 | 2.42 N-S |
| SC _{Dosis- granulometría} | 127615570.4 | 4 | 31903892.6 | 21.0 | 2.42 S |
| SC _{Triple} | 1461220283 | 8 | 182652535. | 120.1 | 1.98 S |
| SC _{Residual} | 369549805.8 | 243 | 1520781.1 | | |

Al igual que en los nitratos, el nitrógeno orgánico retenido en el suelo presenta efectos significativos con el factor longitud y la combinación doble Dosis–Granulometría y triple.

Tabla 52. Resultados comparación de las medias por el método de la F de Scheffé para los efectos dobles para el nitrógeno orgánico retenido en el suelo. En negrilla las combinaciones significativas.

| | Interacción Longitud-Dosis | | | | Interacción Longitud-Granulometría | | | | Interacción Dosis-Granulometría | | |
|------------|-------------------------------|-------|-------|------------|---------------------------------------|-------|-------|------------|------------------------------------|-------------|-------------|
| | D:B-M | D:B-A | D:M-A | | G:F-M | G:F-G | G:M-G | | G:F-M | G:F-G | G:M-G |
| L:B | 0.07 | 0.01 | 0.02 | L_B | 0.02 | 0.09 | 0.01 | D:B | 1.04 | 3.85 | 8.90 |
| L:M | 0.00 | 0.11 | 0.10 | L:M | 0.00 | 0.11 | 0.10 | D:M | 2.89 | 9.47 | 1.90 |
| L:A | 0.12 | 0.55 | 0.15 | L:A | 0.55 | 0.15 | 0.12 | D:A | 13.05 | 4.35 | 2.34 |

El análisis de Scheffé indica que las combinaciones dosis alta, granulometría fina y media (C2 y C9) son las que presentan mayor diferencia significativa respecto a las demás combinaciones de factores sobre la media de del nitrógeno orgánico retenido.

Si se desea profundizar en el conocimiento del ciclo del nitrógeno se debería realizar un diseño experimental a dos factores (Granulometría-Dosis) a más niveles, debido a que esta interacción doble fue la más significativa en todas las formas de nitrógeno, tanto lixiviadas como retenidas. Fijar una longitud que no sea tan corta como la de 40 cm para evitar que prevalezca el lixiviado frente a las transformaciones del nitrógeno, para estudiar el comportamiento de diferentes dosis de nitrógeno en columnas con suelos de diversas granulometrías daría información complementaria de la capacidad que cada suelo tiene como depurador de fuentes de nitrógeno.

5. Análisis de Sensibilidad

5. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO PRZM3.12.2.

El primer y más importante paso para la calibración de un modelo numérico, es la realización de un análisis de sensibilidad sobre las principales variables del modelo frente a modificaciones de los parámetros que serán objeto de la calibración. Esta práctica trae como ventaja el conocer qué parámetros tienen mayor repercusión en los resultados y cuáles no. Nos proporciona información verídica acerca de cuáles parámetros son necesarios afinar su conocimiento en el laboratorio por la repercusión que tienen en los resultados y cuáles son menos significativos y se les podría asignar valores característicos obtenidos de la bibliografía, reduciendo sobre costos de laboratorio y tiempo de trabajo en la calibración.

En el presente apartado se explicará el análisis de sensibilidad realizado a las variables relacionadas con el ciclo del nitrógeno y el movimiento del agua en el suelo.

Para realizar este análisis de sensibilidad se modificaron los siguientes parámetros con que se modela:

- El movimiento del agua en el suelo: capacidad de campo, punto de marchitez y número de curva de escorrentía
- El ciclo del nitrógeno: mineralización, nitrificación, volatilización, desnitrificación y la adsorción de amonio
- Variables de entrada difíciles de establecer su valor en el laboratorio:
 - El porcentaje de fracción refractaria del nitrógeno orgánico del purín
 - Los porcentajes de nitrógeno orgánico lábil y en solución contenidos inicialmente en el suelo.

Se cuantificó su efecto y tendencia en:

- Las formas nitrogenadas lixiviadas
- La cantidad de agua lixiviada.
- Las formas nitrogenadas almacenadas en el perfil del suelo
- Las cantidades nitrificadas, mineralizadas, volatilizadas y desnitrificadas

El análisis de sensibilidad tradicional, analiza la influencia de los principales factores del modelo, realizando modificaciones cada vez de un solo factor y analizando su influencia

en las variables de salida más importantes. El parámetro que cuantifica la sensibilidad se denomina efecto relativo, ER (López, 2001):

$$ER = \frac{\Delta X / X}{\Delta P / P} \quad (165)$$

Donde X es la variable de estado y P es el parámetro considerado.

Esta concepción del efecto relativo, independiente de la magnitud de la perturbación es completamente cierta cuando del modelo es lineal, (López, 2001). Si el valor del efecto relativo depende del incremento considerado en la variable, significa que la evolución es no lineal y la ecuación anterior no es completamente cierta, por este motivo utilizamos la siguiente expresión:

$$ER = \frac{\frac{f(p + \Delta p) - f(p - \Delta p)}{2f(p)}}{\frac{\Delta p}{P}} \quad (166)$$

En el presente análisis de sensibilidad, para evitar problemas de escala, se variaron todos parámetros de entrada entre un 20 y un 180% respecto a valores propuestos por la bibliografía.

5.1. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE LAS VARIABLES RELACIONADAS CON EL MOVIMIENTO DEL AGUA.

PRZM.3.12.2 modela el movimiento del agua en el suelo a partir de la ecuación de Richards modificada, la cual se basa en la velocidad del agua en el suelo que es función de las entradas (precipitación, infiltración) y de las salidas del suelo (evaporación, escorrentía). El balance de agua se hace separadamente para la zona superficial, la zona activa de raíces y los horizontes remanentes dentro de la zona no saturada (ver apartado 3.4.2.1).

El balance de agua se basa en datos meteorológicos y características volumétricas de retención de humedad en el suelo como son la Capacidad de Campo y el Punto de Marchitez. Calcula la escorrentía basada en la técnica del Número de Curva del servicio de conservación de suelos de Estados Unidos y la ecuación universal de pérdida de suelo.

Como se explicó en el apartado 3.4.2.1, el modelo PRZM.3.12.2 no resuelve directamente la ecuación de Richards para predecir el movimiento de agua utilizando las curvas características o de retención de agua en el suelo, sino que recurre a reglas de drenaje de almacenamiento de humedad en el suelo y el tiempo disponible para el drenaje. La infiltración de agua en el suelo se simula de dos formas: drenaje libre y drenaje restringido. El drenaje libre es función de la capacidad de campo y el punto de marchitez. Asume que una vez el contenido de humedad es mayor que el valor de la capacidad de campo en una capa, el exceso de agua restante drena a la siguiente, asumiendo que el perfil total drena en un día. El drenaje restringido se utiliza para suelos con capas de bajas permeabilidades que restringen el drenaje libre. Para acomodarse a estas condiciones y permitir el drenaje a capacidad de campo sobre periodos mayores de un día, el modelo PRZM.3.12.2 adiciona dos parámetros: máxima capacidad de almacenamiento de humedad θ_s y la tasa de drenaje modificada AD.

Se realizaron simulaciones preliminares con cada una de las opciones y debido tanto a la necesidad de introducir dos variables poco estudiadas para la segunda opción (máxima capacidad de almacenamiento θ_s y la tasa de drenaje modificada AD), como a la facilidad de establecer los valores de capacidad de campo y punto de marchitez para cualquier suelo, necesarios para la opción uno, se decidió simular el movimiento del agua basada en las reglas de drenaje libre.

Como ya se dijo anteriormente, el modelo PRZM.3.12.2 considera un suelo homogéneo, basado en su porcentaje de arena, limos y arcillas solamente, sin hacer diferencia entre suelos con diferentes porcentajes de rocas. Así mismo, la determinación de la capacidad de campo se realiza con suelo alterado que pasa el tamiz de 2 mm, por lo que los valores de capacidad de campo obtenidos en el laboratorio deben ser corregidos considerando el porcentaje de elementos gruesos (Rowell, 1994).

La escorrentía es función del parámetro de retención de la cuenca que se estima en función del número de curva, el cual es función del tipo de suelo, tipo de cultivo, propiedades de drenaje y practicas de manejo del suelo. La dificultad para aplicar este método en casos concretos, reside en la necesidad de disponer de factores geográficos, de forma de la cuenca y de frecuencia de la lluvia, que es preciso conocer previamente y que en España por lo general no se conocen (Porta, 1999).

Por estos motivos es necesario realizar un análisis de sensibilidad del modelo a la variación de la capacidad de campo, el punto de marchitez y el número de curva de escorrentía; variables de entrada que están directamente relacionadas con el cálculo de la evaporación, la evapotranspiración potencial, la percolación y la escorrentía.

El análisis de sensibilidad se realizó variando por separado la capacidad de campo, el punto de marchitez y el número de curva de escorrentía (CN).

En las Figura 28, Figura 29 y Figura 30, se muestra la variación tanto en las cantidades lixiviadas, como transformadas y retenidas en el suelo al final de las simulaciones debido a la variación por separado de los parámetros Capacidad de Campo, Punto de Marchitez y Número de Curva:

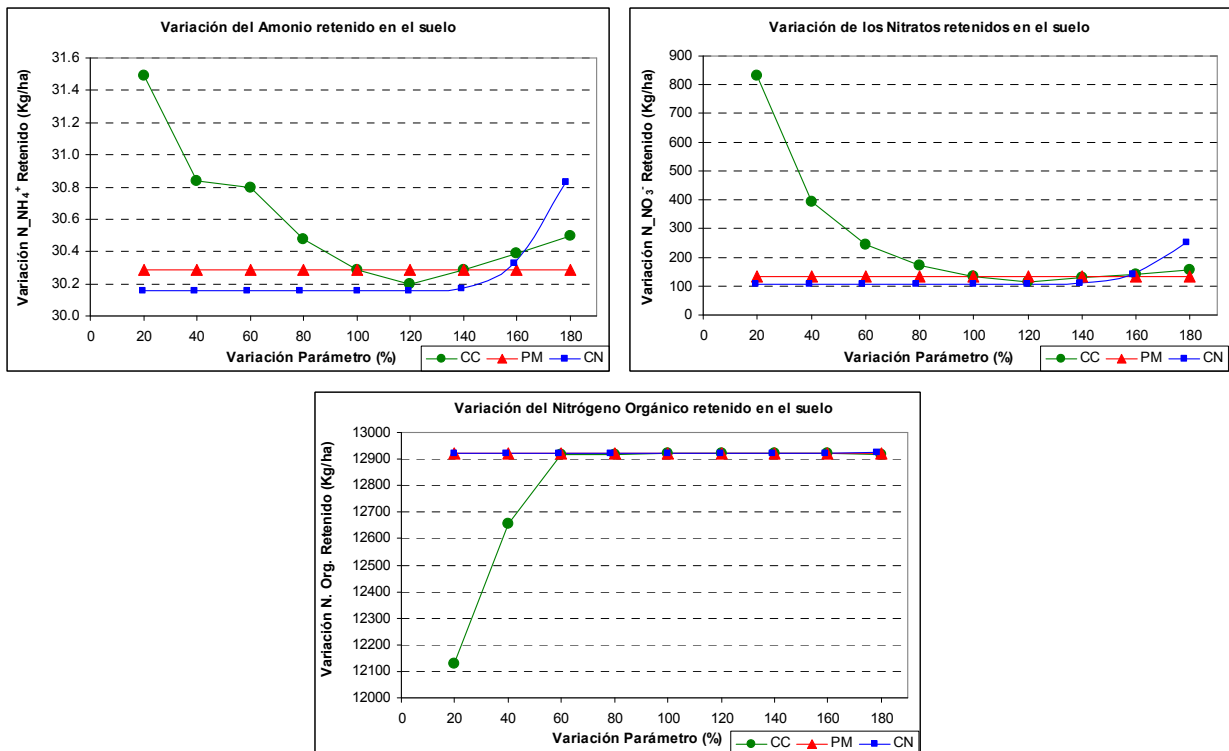


Figura 28. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de: Capacidad de Campo (línea verde), Punto de Marchitez (línea roja) y Número de Curva de escorrentía CN (línea azul).

La variación del punto de marchitez tiene un efecto casi nulo en el nitrógeno retenido en el suelo comparado con el efecto que tiene la capacidad de campo. Así mismo, el número de curva de escorrentía tiene un efecto imperceptible en el amonio y el nitrógeno retenidos en el suelo. Sólo los nitratos presentan un incremento para valores altos del número de curva a partir de los cuales se detiene la lixiviación.

Tanto los nitratos como en el amonio, siguen una tendencia decreciente al aumentar el valor de la capacidad de campo, siendo de gran importancia la variación en los nitratos por ser una forma lábil. Por el contrario, en el nitrógeno orgánico crece al aumentar la capacidad de campo hasta llegar a un punto, al igual que los nitratos, donde se mantiene prácticamente constante, ya que las pérdidas por lixiviación se detienen y el incremento de la mineralización

es casi nulo, debido a que con valores altos de capacidad de campo toda el agua que se aplica en forma de lluvia se queda almacenada en el suelo, ver Figura 28.

La variación del punto de marchitez y el número de curva de escorrentía tienen un efecto casi nulo en las transformaciones de nitrógeno comparado con el efecto positivo que tiene la capacidad de campo (ver Figura 30).

La capacidad de campo tiene un gran efecto sobre todos los procesos del ciclo del nitrógeno, siendo la desnitrificación la más afectada ya que este proceso es muy dependiente de la humedad. Le sigue la nitrificación, la mineralización y finalmente la volatilización. Todos los procesos siguen una tendencia creciente al incremento del valor de la capacidad de campo. Valores altos de la capacidad de campo tienen un efecto casi nulo en los procesos del ciclo del nitrógeno, debido a que con dichos valores, toda el agua que se aplica en forma de lluvia se queda almacenada en el suelo.

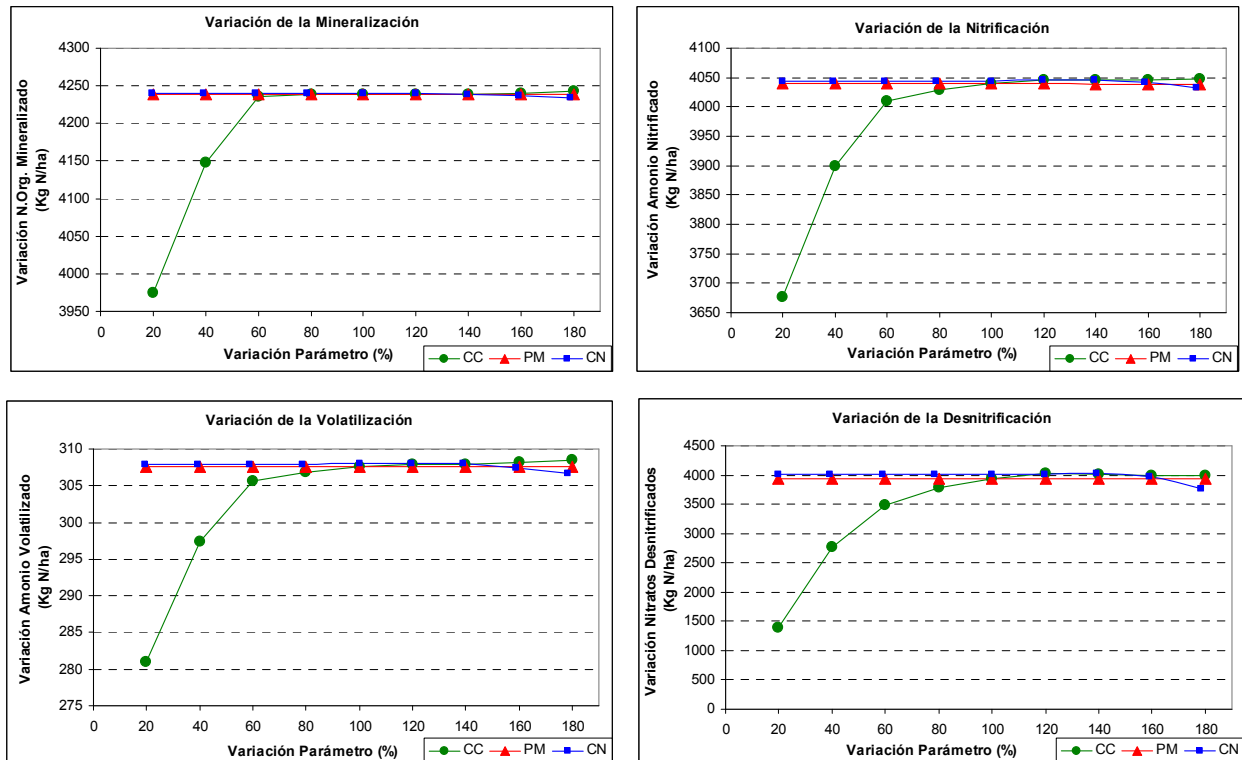


Figura 29. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de: Capacidad de Campo (línea verde), Punto de Marchitez (línea roja) y Número de Curva de escorrentía CN (línea azul).

Como se puede ver en la Figura 30, el punto de marchitez tiene un efecto muy bajo en el agua lixiviada y casi despreciable en el nitrógeno lixiviado. De igual forma, el número de curva de escorrentía (CN), tiene un efecto casi nulo en el nitrógeno lixiviado y valores altos de la curva de escorrentía hacen que toda el agua infiltrada quede retenida en el suelo provocando el cese del lixiviado.

La capacidad de campo afecta de una forma linealmente decreciente al agua lixiviada, hasta un punto donde la lixiviación, como ya se dijo anteriormente, se detiene completamente, al quedarse el agua retenida en el suelo. Así mismo, el nitrógeno lixiviado también decrece al aumentar la capacidad de campo, teniendo mayor efecto sobre los nitratos lixiviados ya que esta forma es la más lábil; le sigue el nitrógeno orgánico por sus grandes cantidades presentes y finalmente el amonio.

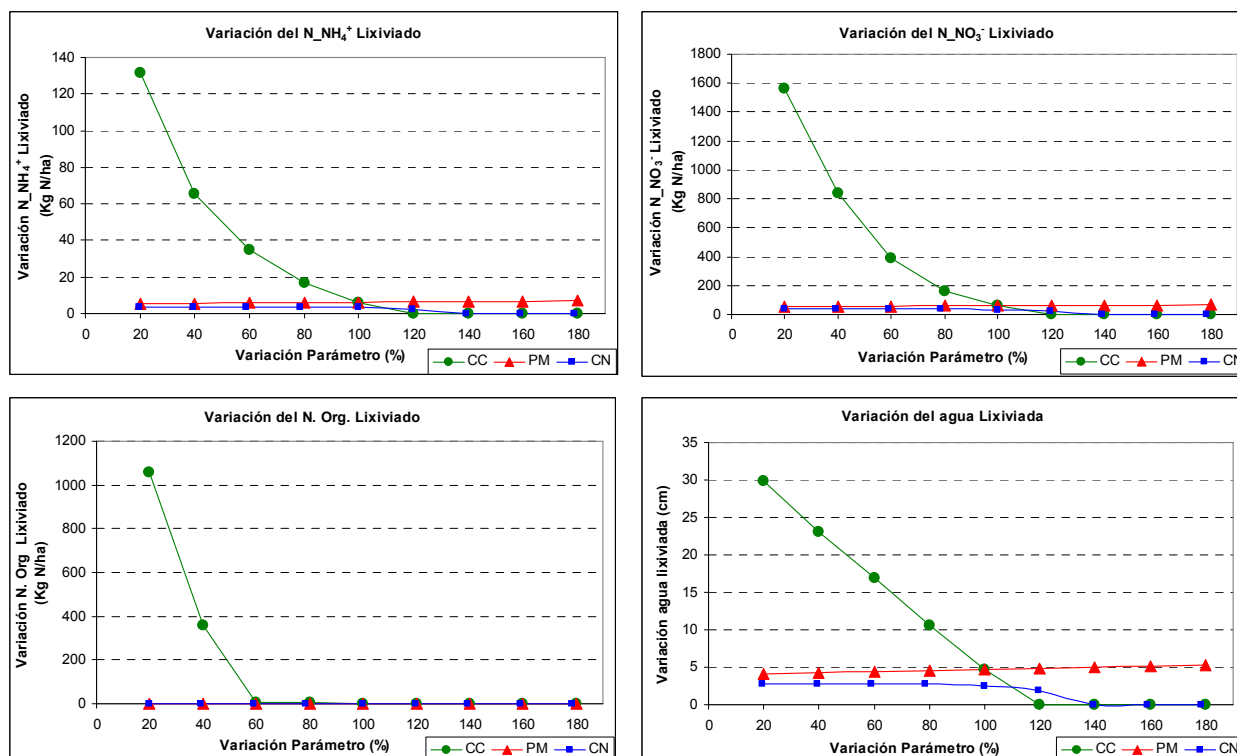


Figura 30. Análisis de sensibilidad del nitrógeno y el agua lixiviada a la variación de: Capacidad de Campo (línea verde), Punto de Marchitez (línea roja) y Número de Curva de escorrentía CN (línea azul).

Tabla 53. Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las variables relacionadas con el movimiento del agua: Capacidad de Campo, Punto de Marchitez y Número de Curva de Escorrentía.

| | CC | | PM | | CN | | Máximo General |
|--|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------|
| | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 6.92 | 3.49 | 0.23 | 0.16 | 4.19 | 1.02 | 6.92 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 6.68 | 3.72 | 0.18 | 0.13 | 4.25 | 1.04 | 6.68 |
| N.Org Lixiviado | 77.13 | 22.80 | 0.24 | 0.17 | 4.28 | 1.05 | 77.13 |
| Agua Lixiviada | 5.65 | 2.40 | 0.18 | 0.14 | 4.11 | 0.22 | 5.65 |
| N. Mineralizado | 0.06 | 0.01 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.06 |
| N. Nitrificado | 0.09 | 0.02 | 0.00 | 0.00 | 0.01 | 0.00 | 0.09 |
| N. Volatilizado | 0.08 | 0.02 | 0.00 | 0.00 | 0.02 | 0.00 | 0.08 |
| N. Desnitrificado | 0.76 | 0.24 | 0.00 | 0.00 | 0.26 | 0.05 | 0.76 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 0.03 | 0.02 | 0.00 | 0.00 | 0.09 | 0.02 | 0.09 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 1.50 | 0.97 | 0.00 | 0.00 | 3.99 | 0.74 | 3.99 |
| N.Org Retenido | 0.06 | 0.01 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.06 |
| Valor Máximo/Medio | 77.13 | 3.06 | 0.24 | 0.06 | 4.28 | 0.38 | |
| Desviación Estándar | 22.77 | 6.70 | 0.11 | 0.08 | 2.04 | 0.48 | |

En la Tabla 53 se muestran los valores máximos y promedio del efecto relativo obtenido en las variables de estado debido a la variación de la capacidad de campo (CC), el punto de marchitez (PM) y el número de curva de escorrentía (CN).

Con respecto a las transformaciones del ciclo del nitrógeno se puede decir:

- El punto de marchitez tiene un efecto relativo nulo en la mineralización y despreciable en los demás transformaciones.
- La capacidad de campo y el número de curva tienen un efecto mucho mayor en las transformaciones de nitrógeno, siendo mayor el efecto relativo en la desnitrificación (0.755) debido a la variación de la capacidad de campo.

Con respecto al lixiviado de agua y de nitrógeno se puede decir:

- La variación de la capacidad de campo y de la curva de escorrentía tienen un gran efecto relativo sobre el agua y el nitrógeno lixiviado, presentándose el mayor efecto debido a la variación de la capacidad de campo en el nitrógeno orgánico lixiviado (77.13).
- El efecto relativo de la variación de la capacidad de campo y de la curva de escorrentía es mayor sobre el nitrógeno lixiviado que sobre el retenido, siendo en algunos casos mayor de dos órdenes de magnitud (77.13 y 0.06 es el efecto relativo de la variación de la CC en el nitrógeno orgánico lixiviado y retenido respectivamente).
- El punto de marchitez tiene un efecto relativo muy bajo en el lixiviado de nitrógeno y de agua comparado con el efecto que tiene la capacidad de campo y el número de curva.

Con respecto al nitrógeno final retenido en el suelo se puede decir:

- La capacidad de campo y la curva de escorrentía tienen un efecto relativo alto en los nitratos retenidos (1.49 y 3.98, frente a la variación de la CC y CN respectivamente) y un efecto dos órdenes de magnitud menores en el amonio (0.03 y 0.08 frente a la variación de la CC y CN respectivamente) y en el nitrógeno orgánico retenido (0.06 y 0.001 frente a la variación de la CC y CN respectivamente).
- El punto de marchitez tiene un efecto relativo nulo en el nitrógeno orgánico retenido en el suelo y despreciable en las otras formas retenidas en el suelo. Su efecto relativo es un poco más considerable sobre el lixiviado de agua y nitrógeno comparado con el que produce en el nitrógeno retenido en el suelo.

5.2. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LAS VARIABLES DE ENTRADA DEL NITRÓGENO ORGÁNICO EN EL SUELO Y A LA FRACCIÓN REFRACTARIA DEL NITRÓGENO ORGÁNICO DEL EFLUENTE SÉPTICO.

El PRZM.3.12.2 tiene en cuenta cuatro formas diferentes de nitrógeno orgánico en el contenido inicial en el suelo. Como se había explicado anteriormente, se descompone dependiendo de su movilidad y disponibilidad para la mineralización, así: Nitrógeno Orgánico particulado o soluble (lábil y refractario) y Nitrógeno Orgánico en solución o disuelto (lábil y refractario).

Mientras la producción y el comportamiento del nitrógeno inorgánico (NH_4^+ y NO_3^-) están bien estudiados, la comprensión de los procesos previos a la producción de NH_4^+ dentro del ciclo del nitrógeno es aún pobre, (Jones et al., 2004). Investigaciones de la dinámica del nitrógeno en ambientes terrestres pueden estar fundamentalmente defectuosas debido a que no se considera una pieza clave del ciclo del nitrógeno, como es la toma de nitrógeno orgánico por las plantas. A la luz de esto, algunos autores han recomendado que se necesita reevaluar completamente todo el conocimiento del flujo de nutrientes en los diferentes ecosistemas, (Jones et al., 2005).

A pesar de la importancia del contenido de nitrógeno orgánico en el suelo, debido tanto a la gran cantidad presente como a los nuevos indicios de su papel en la toma por las plantas, la investigación de metodologías de análisis en laboratorio y en situ, aún no están completamente establecidas.

Algunos autores, como Zhong (2003), definen el nitrógeno orgánico soluble en el suelo, en sus siglas en ingles SON (Soluble Organic Nitrogen) como el nitrógeno orgánico disuelto extraído del suelo por agitación con agua o sales. Sin embargo, la extracción con agua puede causar la dispersión de arcillas y esto puede dificultar la obtención de una solución limpia para analizar y la extracción con sal puede perturbar el equilibrio de adsorción en las superficies del suelo y liberar nitrógeno orgánico que no estaba originalmente disuelto (Zsolnay y Goerlitz, 1994; Murphy et al., 2000, tomado de Zhong 2003). En contraste, el nitrógeno orgánico en solución, en sus siglas en ingles DON (Dissolved Organic Nitrogen in Soil Solution) es el nitrógeno orgánico disuelto en la solución del suelo bajo condiciones naturales y recolectado por medio de una taza de succión (u otro equipamiento similar) o a partir del agua de drenaje en el campo. Zhu (2004), utiliza otra terminología para clarificar dichos conceptos; utiliza la sigla ESON para representar el nitrógeno orgánico (soluble)

extractable del suelo y DON como el recogido debajo de cualquier horizonte de suelo, es decir una fracción de ESON extraída desde dicho horizonte de suelo.

Estas diferencias tanto en conceptos como en metodologías de extracción y divergencia de resultados de diferentes autores encontrados por McDowell (2004), sugieren que hay mucho aún por aprender acerca de los procesos que manejan la producción y toma de DOC y DON en los suelos, particularmente forestales.

Debido a estas incongruencias y falta de consenso entre la literatura científica, es necesario realizar un análisis de sensibilidad del modelo a estas variables de entrada del nitrógeno orgánico para cuantificar la importancia de profundizar en las técnicas analíticas, asignar valores de la literatura o ajustarlos por medio de la calibración.

Se realizó un triple análisis de sensibilidad:

- El primero fijando el porcentaje lábil del suelo, variando el porcentaje en solución y particulado (% Solución + % Particulado = 100%).
- El segundo análisis se realizó fijando el porcentaje particulado y el de solución y variando el porcentaje lábil y refractario (%Lábil + %Refractario = 100%).
- El tercero se hace sobre la fracción refractaria del nitrógeno orgánico contenido en el efluente séptico en nuestro caso el purín, el resto se considera lábil.

En el primer análisis se fijó el porcentaje lábil en 50% (50% refractario), debido a que el suelo procede de una parcela sin cultivar desde hacia mucho tiempo y no se sabe si ha sido abonado recientemente, por lo tanto, el nitrógeno orgánico almacenado en forma disponible para la mineralización es desconocido (Nitrógeno Orgánico Lábil Particulado).

Murphy et al. (2000), reportaron que SON varía entre 20 y 30 kg N/ha a través de muchos sistemas agrícolas y que solo una décima parte de dicha fuente lixivia anualmente como DON, por esta razón, para el segundo análisis, se fijó el porcentaje en solución en un 10% y el particulado en un 90%.

En las Figura 31, Figura 32 y Figura 33, se muestra la variación tanto en las cantidades lixiviadas, como transformadas y retenidas en el suelo al final de las simulaciones debido a la variación de los parámetros porcentaje lábil y en solución del nitrógeno orgánico inicial en el suelo y la fracción refractaria del purín.

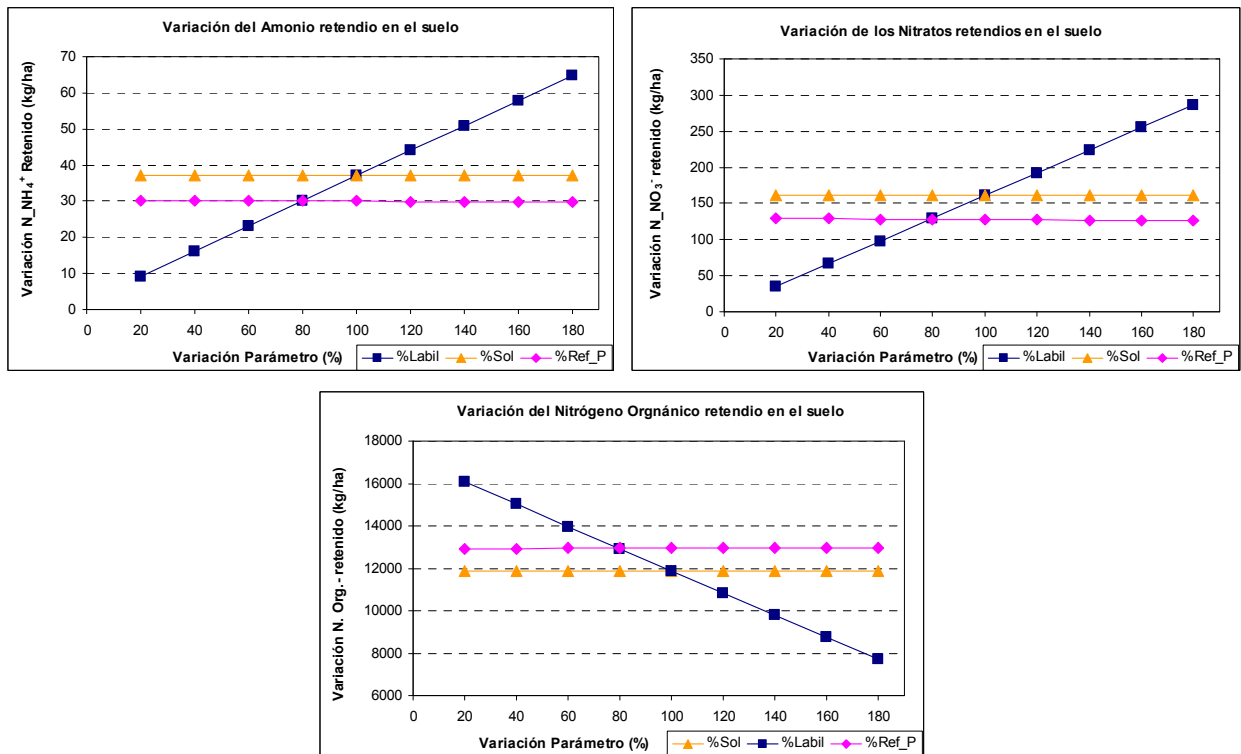


Figura 31. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de: porcentaje en solución (línea naranja) y porcentaje lábil (línea azul) del Nitrógeno Orgánico inicial en el suelo y fracción refractaria del purín (línea rosa).

La variación, tanto del porcentaje en solución del nitrógeno orgánico del suelo como la fracción refractaria del purín, tienen un efecto casi nulo en las diferentes formas de nitrógeno almacenado en el suelo (ver Figura 31). Por el contrario, el porcentaje lábil del nitrógeno orgánico inicial en el suelo, tiene un gran efecto sobre el nitrógeno retenido en el suelo, debido a que esta fracción es la que se mineraliza.

El nitrógeno orgánico retenido es inversamente proporcional al incremento del porcentaje lábil. Mientras el amonio y los nitratos son directamente proporcionales. Esto es debido a que al aumentar el porcentaje lábil hay mayor nitrógeno orgánico disponible para la mineralización y posteriormente, amonio para la nitrificación, siendo mayor el efecto sobre los nitratos contenidos en el suelo que sobre el amonio. Este hecho hace aumentar el amonio y los nitratos retenidos debido a la disminución del nitrógeno orgánico retenido.

Como se puede ver en la Figura 32, al igual que en el nitrógeno retenido, el efecto de la variación del porcentaje en solución del nitrógeno orgánico y de la fracción refractaria del purín en los procesos del ciclo del nitrógeno es despreciable, mientras que la variación del porcentaje lábil tiene un gran efecto positivo en las cuatro transformaciones analizadas.

La variación de las cantidades movilizadas en los procesos del ciclo del nitrógeno es directamente proporcional al aumento del porcentaje lábil de nitrógeno orgánico inicial en el

suelo. Como era de esperar, la mineralización es el proceso más sensible al porcentaje lábil, porque es la parte lábil del nitrógeno orgánico la disponible para dicho proceso. Le siguen la nitrificación y la desnitrificación, porque si hay más nitrógeno amoniacal disponible debido a la mineralización, se producirá mayor nitrificación quedando posteriormente, mayor cantidad de nitratos disponibles para la desnitrificación.

El efecto de la variación del porcentaje lábil de nitrógeno orgánico inicial en el suelo en la volatilización es mucho menor, debido al rápido paso de nitrógeno amoniacal en solución (que es el que se volatiliza) a nitrógeno amoniacal adsorbido y/o al rápido paso de amonio a nitratos por medio de la nitrificación, quedando menos nitrógeno amoniacal disponible para volatilizar.

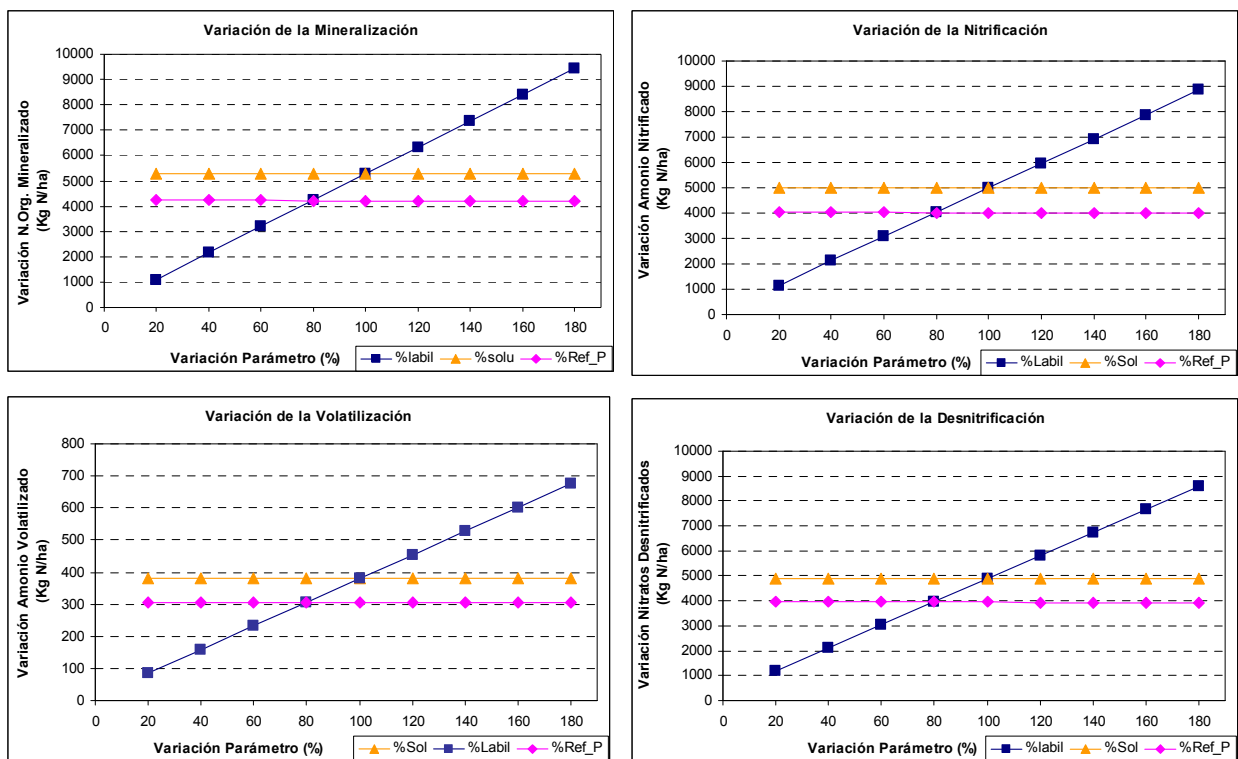


Figura 32. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de: Porcentaje en Solución (línea naranja) y Porcentaje Lábil (línea azul) del Nitrógeno Orgánico inicial en el suelo y Fracción Refractaria del purín (línea rosa).

Como en los casos anteriores, la variación del porcentaje en solución del nitrógeno orgánico tiene un efecto casi nulo en el nitrógeno lixiviado. Así mismo, la fracción refractaria del purín, tiene un efecto relativo nulo en el lixiviado de nitrógeno, debido a las pocas cantidades que aporta respecto al contenido inicial en el suelo (Figura 33).

Análisis de Sensibilidad

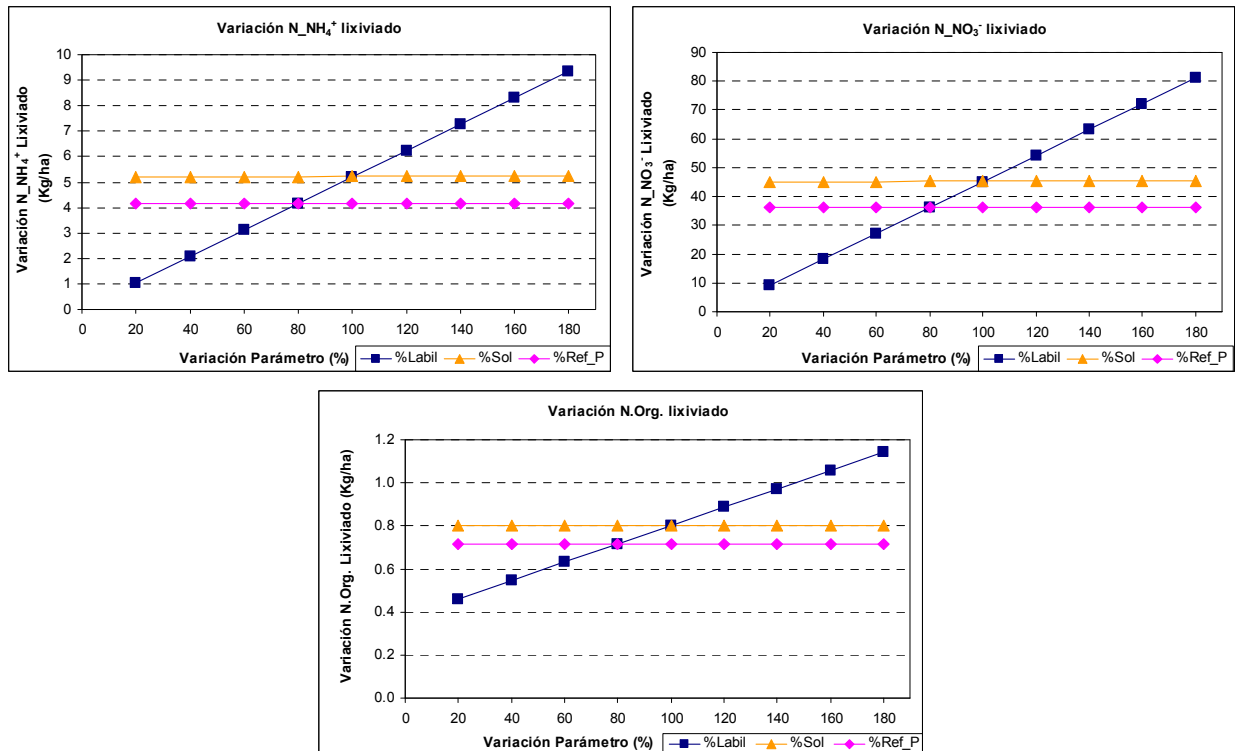


Figura 33. Análisis de sensibilidad del nitrógeno lixiviado a la variación de: Porcentaje en Solución (línea naranja) y Porcentaje Lábil (línea azul) del Nitrógeno Orgánico inicial en el suelo y Fracción Refractaria del purín (línea rosa).

El porcentaje lábil del nitrógeno orgánico tiene un efecto positivo sobre el lixiviado de nitrógeno. Los nitratos lixiviados se ven más afectados por la variación del porcentaje lábil que el nitrógeno amoniacal, debido a que los nitratos son más móviles que el amonio.

En la siguiente tabla se muestran los valores máximos y promedio del efecto relativo obtenido en las variables de estado debido tanto a la variación del porcentaje lábil y en solución del nitrógeno orgánico inicial en el suelo como a la fracción refractaria del purín.

Tabla 54. Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las variables de entrada del nitrógeno orgánico en el suelo y de la fracción refractaria del nitrógeno orgánico contenido en el purín.

| | % Solución N.Org. | | % Lábil N. Org. | | % Refractario Purín | | Máximo General |
|--|-------------------|-------------|-----------------|-------------|---------------------|-------------|----------------|
| | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 1.00 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 | 1.00 |
| N.Org Lixiviado | 0.00 | 0.00 | 0.64 | 0.51 | 0.00 | 0.00 | 0.64 |
| N. Mineralizado | 0.00 | 0.00 | 0.99 | 0.99 | 0.01 | 0.01 | 0.99 |
| N. Nitrificado | 0.00 | 0.00 | 0.98 | 0.96 | 0.01 | 0.01 | 0.98 |
| N. Volatilizado | 0.00 | 0.00 | 0.98 | 0.96 | 0.01 | 0.01 | 0.98 |
| N. Desnitrificado | 0.00 | 0.00 | 0.96 | 0.93 | 0.01 | 0.01 | 0.96 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 0.00 | 0.00 | 0.95 | 0.93 | 0.01 | 0.01 | 0.95 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 0.00 | 0.00 | 0.99 | 0.97 | 0.02 | 0.01 | 0.99 |
| N.Org Retenido | 0.00 | 0.00 | 0.96 | 0.49 | 0.00 | 0.00 | 0.96 |
| Valor Máximo/Medio | 0.00 | 0.00 | 1.00 | 0.87 | 0.02 | 0.01 | |
| Desviación Estándar | 0.00 | 0.00 | 0.11 | 0.20 | 0.01 | 0.00 | |

Como se puede ver en la Tabla 54, el porcentaje en solución del nitrógeno orgánico inicial en el suelo y el refractario del purín tienen un efecto relativo muy bajo en todas las variables de estado, mientras el porcentaje lábil del nitrógeno orgánico inicial en el suelo, que es el que se mineraliza, presenta efectos relativos mucho mayores (más de dos órdenes de magnitud).

Con respecto a las transformaciones del ciclo del nitrógeno se puede decir:

- El porcentaje lábil del nitrógeno orgánico es el que mayor efecto relativo presenta ante todas las transformaciones del ciclo del nitrógeno, siendo la mineralización la más sensible.
- El porcentaje en solución del nitrógeno orgánico inicial en el suelo y el refractario del purín tienen un efecto relativo muy bajo en los procesos del ciclo del nitrógeno, siendo este último de un orden de magnitud mayor.

Con respecto al nitrógeno lixiviado se puede decir:

- El porcentaje lábil del nitrógeno orgánico es el que mayor efecto relativo tiene sobre el nitrógeno lixiviado, presentándose el mayor efecto sobre el amonio lixiviado.
- El porcentaje de nitrógeno orgánico en solución inicial en el suelo tiene un efecto relativo bajo sobre el lixiviado de nitrógeno.
- El porcentaje refractario del purín tiene un efecto nulo ante el nitrógeno lixiviado.

Con respecto al nitrógeno retenido en el suelo se puede decir:

- El porcentaje en solución del nitrógeno orgánico y la fracción refractaria del purín tienen un efecto relativo muy bajo en el nitrógeno retenido. Esto es debido a que la fracción en solución es la que lixivia y el aporte debido al purín es tan bajo que afecta muy poco el contenido final en el suelo.
- Por el contrario, el nitrógeno retenido presenta un gran efecto relativo frente a la variación del porcentaje Lábil del nitrógeno orgánico del suelo (tres órdenes de magnitud mayores). Este hecho se debe a que la fracción lábil del nitrógeno orgánico del suelo aporta la mayoría del amonio y de los nitratos que quedan retenidos en el suelo debido a su mineralización, presentándose el mayor efecto en los nitratos retenidos.

5.3. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD SOBRE LAS CONSTANTES DEL CICLO DEL NITRÓGENO.

El análisis de sensibilidad de las constantes del ciclo del nitrógeno se realizó sobre las principales variables utilizadas por el PRZM3 para modelar dichas transformaciones.

5.3.1. Adsorción del amonio.

El PRZM3 tiene dos opciones para modelar la adsorción de amonio, la primera basada en la Isoterma de adsorción de Freundlich y la segunda por medio de una cinética de primer orden dependiente de la temperatura del suelo.

Con el fin de escoger una de las dos opciones que utiliza el PRZM.3.12.2 para modelar la adsorción del amonio, se realizó el siguiente análisis de sensibilidad.

La primera opción, está basada en la Isoterma de Freundlich:

$$X = K_f * C^{1/n} + X_{FIX} \quad (167)$$

Donde:

X es el amonio adsorbido en el suelo (ppm de suelo)

K_f es el coeficiente de Freundlich

C es la concentración de equilibrio del amonio en solución (ppm de solución)

1/n es el exponente de Freundlich

X_{FIX} es el amonio que está permanentemente fijado en el suelo (ppm de suelo).

Los valores de C y X_{FIX} pueden ser obtenidos fácilmente en el laboratorio (ver apartado 4.3), por el contrario las constantes 1/n y K_f se obtienen de un ajuste matemático de los parámetros anteriores, por lo tanto es necesario realizar el análisis de sensibilidad variando cada una de estas variables.

La segunda opción se basa en la siguiente cinética de primer orden dependiente de la temperatura del suelo:

$$DES = CMAD * KDS * THKDS^{(TMP - 35)} \quad (168)$$

$$ADS = CMSU * KAD * THKDS^{(TMP - 35)} \quad (169)$$

Donde:

DES es el flujo actual de desorción del contaminante [M/L^2]

CMAD es el almacenamiento del contaminante adsorbido [M/L^2 /intervalo de tiempo]

KDS es el parámetro de tasa de desorción de primer orden [1 /intervalo de tiempo]

THKDS es el parámetro de corrección de temperatura para desorción (normalmente cerca de 1.06)

TMP es la temperatura de la capa de suelo ($^{\circ}C$)

ADS es el flujo actual de adsorción del contaminante [M/L^2 /intervalo de tiempo]

CMSU es el almacenamiento del contaminante en solución [M/L^2]

KAD es el parámetro de tasa de adsorción de primer orden [1 /intervalo de tiempo]

THKAD es el parámetro de corrección de temperatura para adsorción (normalmente cerca de 1.06)

Las constantes KDES y KADS también se pueden obtener a partir de ensayos de adsorción/desorción realizados en laboratorio (ver apartado 4.3).

En las Figura 34, Figura 35 y Figura 36, se muestra la variación tanto en las cantidades lixiviadas, como transformadas y retenidas en el suelo al final de las simulaciones debido a la variación de los parámetros relacionados con la isoterma de Freundlich y la cinética de adsorción del amonio.

Como se puede ver en la Figura 34, la variación tanto de los parámetros de la isoterma como los de la cinética de adsorción del amonio, tienen un efecto nulo en el nitrógeno orgánico adsorbido en el suelo.

Los nitratos retenidos en el suelo, presentan un leve incremento al aumentar los parámetros $1/n$ y K_f y XFIX. Así mismo, siguen una tendencia directamente proporcional al aumento de KADS y una disminución de forma exponencial al incremento de KDES. Los nitratos son más sensibles a los parámetros de la cinética de adsorción que a los de la isoterma de freudlich.

Como era de esperar, el amonio retenido en el suelo presenta un efecto positivo leve al aumentar los parámetros de la isoterma de adsorción del amonio, siendo menos sensible al parámetro XFIX y un gran efecto al variar las constantes de la cinética de adsorción, siguiendo una forma exponencial decreciente con KDES y directamente proporcional a KADS al incrementar ambos parámetros.

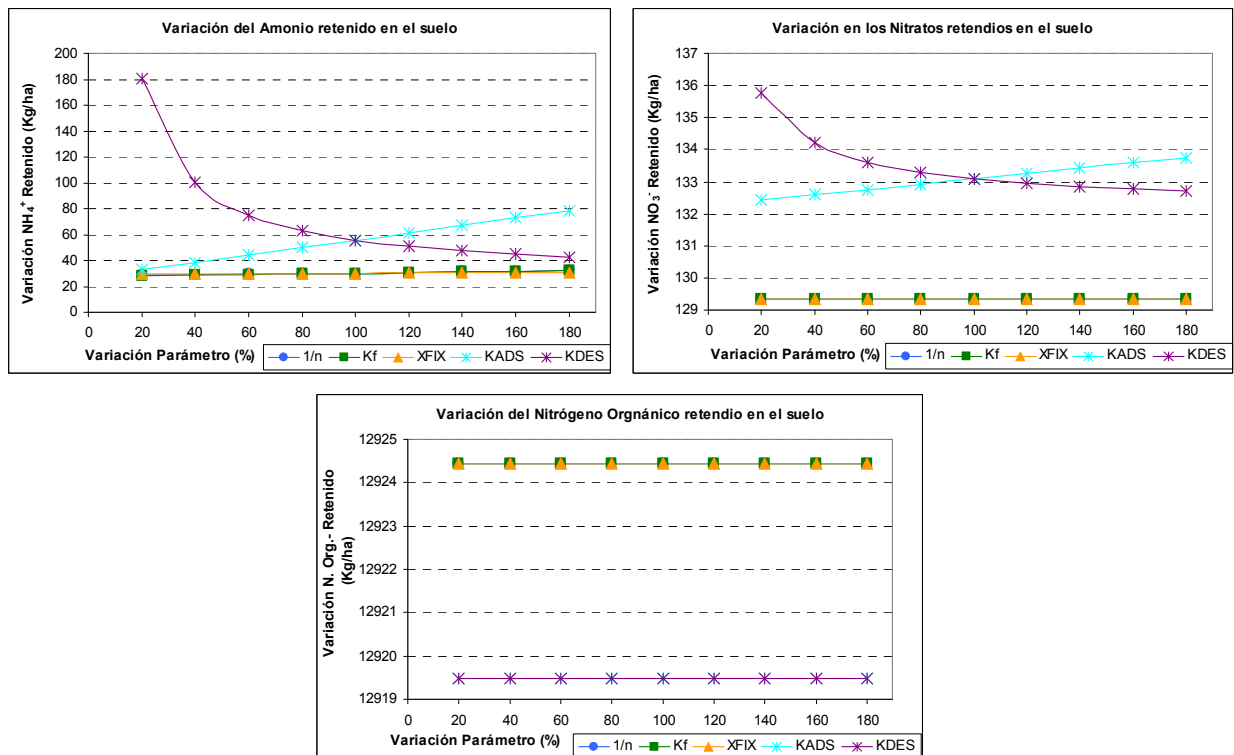


Figura 34. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de: exponente 1/n (línea azul), coeficiente Kf (línea verde), coeficiente XFIX (línea naranja), constante KADS (línea verde azulada) y KDES (línea morada).

Como se puede ver en la Figura 35, la variación de los parámetros de la isoterma de adsorción de amonio tiene efectos muy bajos sobre los procesos del ciclo del nitrógeno, siendo como era de esperar, su efecto nulo en la mineralización.

La nitrificación, volatilización y desnitrificación presentan una leve disminución al incrementar dichos parámetros, presentándose la mayor variación al modificar el parámetro XFIX.

Las constantes de la cinética de adsorción/desorción de amonio también tienen un efecto nulo en el nitrógeno orgánico mineralizado, mientras en la nitrificación, volatilización y desnitrificación tienen un efecto inversamente proporcional al incremento de KADS y aumentan exponencialmente con KDES, ya que es el amonio en solución el que se moviliza con estos procesos.

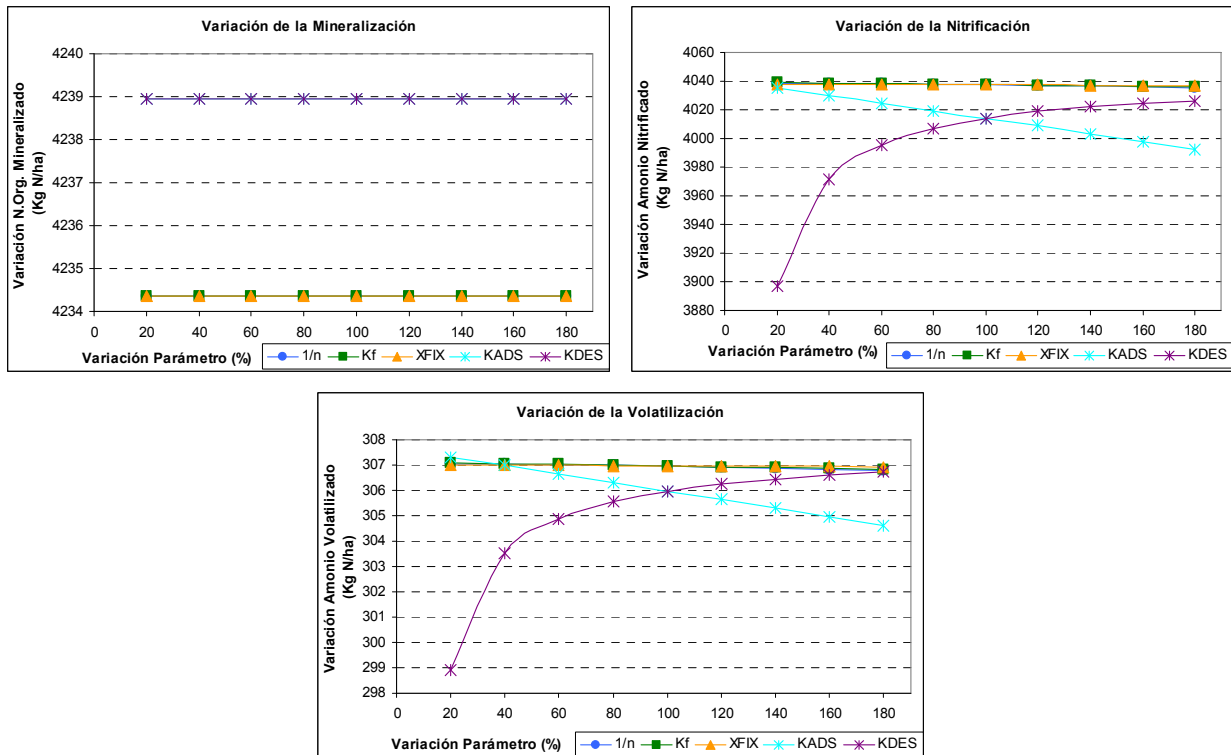


Figura 35. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de: exponente $1/n$ (línea azul), coeficiente K_f (línea verde), coeficiente X_{FIX} (línea naranja), constante K_{ADS} (línea verde azulada) y K_{DES} (línea morada).

Como era de esperar, tanto la variación de los coeficientes de la isoterma como los de las constantes de la cinética de adsorción de amonio tienen un efecto nulo en el nitrógeno orgánico lixiviado. Así mismo, el efecto en los nitratos y el amonio lixiviado es casi nulo respecto a la variación de dichos parámetros, siendo el amonio lixiviado un poco más sensible a la variación de la constante K_{DES} (ver Figura 36).

Análisis de Sensibilidad

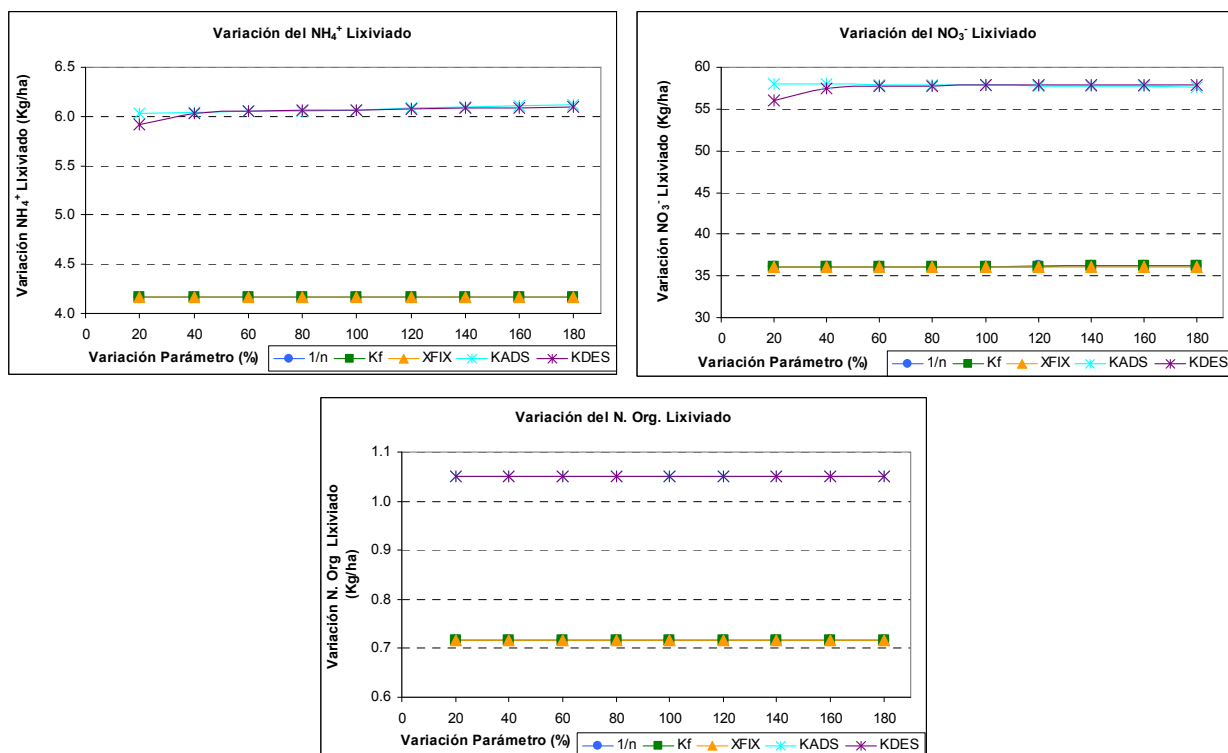


Figura 36. Análisis de sensibilidad del nitrógeno lixiviado a la variación de: exponente 1/n (línea azul), coeficiente KF (línea verde), coeficiente XFIX (línea naranja), constante KADS (línea verde azulada) y KDES (línea morada).

En la Tabla 55 y Tabla 56 se muestran los valores máximos y promedio del efecto relativo obtenidos en las variables de estado debido a la variación de los parámetros de la isoterma y la cinética de adsorción de amonio respectivamente.

Tabla 55. Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad del exponente 1/n y los coeficientes KF y XFIX de la isoterma de adsorción de amonio.

| | 1/n. | | KF | | XFIX | | Máximo General |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------|
| | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | |
| NH₄⁺ Lixiviado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| NO₃⁻ Lixiviado | 0.01 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01 |
| N.Org Lixiviado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N. Mineralizado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N. Nitrificado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N. Volatilizado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N. Desnitrificado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| NH₄⁺ Retenido | 0.18 | 0.08 | 0.12 | 0.08 | 0.03 | 0.02 | 0.18 |
| NO₃⁻ Retenido | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N.Org Retenido | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Valor Máximo/Medio | 0.18 | 0.01 | 0.12 | 0.01 | 0.03 | 0.00 | |
| Desviación Estándar | 0.06 | 0.03 | 0.04 | 0.02 | 0.01 | 0.01 | |

Tabla 56. Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las constantes KDES y KADS de la cinética de adsorción de amonio.

| | KDES | | KADS | | Máximo General |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------|
| | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | |
| NH₄⁺ Lixiviado | 0.02 | 0.01 | 0.02 | 0.01 | 0.02 |
| NO₃⁻ Lixiviado | 0.03 | 0.01 | 0.01 | 0.00 | 0.03 |
| N.Org Lixiviado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N. Mineralizado | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N. Nitrificado | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.02 |
| N. Volatilizado | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.02 |
| N. Desnitrificado | 0.03 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.03 |
| NH₄⁺ Retenido | 1.04 | 0.61 | 0.63 | 0.49 | 1.04 |
| NO₃⁻ Retenido | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.02 |
| N.Org Retenido | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Valor Máximo/Medio | 1.04 | 0.07 | 0.63 | 0.05 | |
| Desviación Estándar | 0.32 | 0.19 | 0.20 | 0.15 | |

Con respecto a las transformaciones del ciclo del nitrógeno se puede decir:

- La mineralización presenta un efecto relativo nulo tanto a las variables de la cinética como a los de la isoterma de adsorción de amonio, debido a que el amonio no está directamente relacionado con la mineralización; sólo el amonio en solución que es inmovilizado o el que regresa al suelo después de haber sido tomado por las plantas, se transformaría en nitrógeno orgánico que podría mineralizarse, pero estos procesos se tienen desactivados debido a que en las condiciones de laboratorio no se presentan.
- Los demás procesos del ciclo del nitrógeno también presentan un efecto relativo muy bajo frente a los parámetros de la isoterma y un orden de magnitud mayor frente a los parámetros de la cinética adsorción de amonio, presentándose el mayor efecto relativo en la nitrificación respecto a la constante KDES (Tabla 55 y Tabla 56).

Con respecto al nitrógeno lixiviado se puede decir:

- La variación de los parámetros de la cinética y de la isoterma de adsorción de amonio tienen un efecto relativo nulo para el nitrógeno orgánico lixiviado.
- Tienen un efecto un poco mayor para los nitratos que para el amonio lixiviado. Aunque la variación de estos parámetros tiene una relación más directa con el amonio adsorbido y por lo tanto el soluble que sería el que se lixivía, el paso de amonio a nitratos es muy rápido y por la facilidad de los nitratos de movilizarse, los afecta en mayor proporción (Tabla 55 y Tabla 56).

Con respecto al nitrógeno retenido se puede decir:

- Como era de esperar, la variación de los parámetros de la isoterma y de la cinética de adsorción de amonio tienen mayor repercusión sobre el amonio retenido en el suelo que en la acumulación de nitratos, siendo más sensible a KDES (1.04), esto es debido a que KDES controla la cantidad de amonio que queda desadsorbido en el suelo y por lo tanto, cuanto queda disponible para ser nitrificado y/o lixiviado.
- El nitrógeno orgánico retenido en el suelo tiene un efecto relativo nulo frente a estas variables (Tabla 55 y Tabla 56).

Se puede concluir que los parámetros de la cinética de adsorción de amonio tienen un efecto mayor en el conjunto de las variables de estado que los parámetros de la isoterma de Freundlich. Así mismo, las cantidades de amonio retenidas en el suelo al realizar simulaciones de prueba con la isoterma de adsorción de Freundlich, son muy bajas, presentándose en algunos casos, flujos negativos de amonio, por lo que el PRZM.3.12.2 internamente realiza modificaciones aleatorias de las constantes del ciclo del nitrógeno para evitar dichos flujos negativos. Por estos motivos la calibración del ciclo del nitrógeno se realizará basada en la cinética de adsorción de amonio y no en la Isoterma de Freundlich.

5.3.2. Transformaciones y pérdidas de nitrógeno.

El modelo PRZM.3.12.2 simula las transformaciones del ciclo del nitrógeno debido a la mineralización y nitrificación, además de las pérdidas de amonio por volatilización y de nitratos por desnitrificación.

La mineralización del nitrógeno orgánico se representa por medio de la siguiente cinética de primer orden:

$$ORGMIN = PLON * KMIN * TCMIN^{(TEMP-35)} \quad (170)$$

Donde:

ORGMIN es el nitrógeno orgánico mineralizado (mg/L/día)

PLON es la concentración nitrógeno orgánico lábil particulado en el suelo (mg/L)

KMIN es la constante de mineralización a 35°C (1/día)

TCMIN es el coeficiente de corrección de temperatura

TEMP es la temperatura del aire (°C)

La nitrificación también se representa por medio de una cinética de primer orden:

$$NH_4^+_{NIT} = NH_4^+_{SOL} * KNIT * TCNIT^{(TEMP-35)} \quad (171)$$

Donde:

$NH_4^+_{NIT}$ es el nitrógeno amoniacal nitrificado (mg/L/día)

$NH_4^+_{SOL}$ es la concentración de Amonio en solución en el suelo (mg/L)

KNIT es la constante de nitrificación a 35°C (1/día)

TCNIT es el coeficiente de corrección de temperatura para la nitrificación

TEMP es la temperatura del aire (°C)

El programa PRZM.3.12.2 modela las pérdidas de amonio por volatilización por medio de la siguiente cinética de primer orden:

$$AMVOL = AMSU * KVOL * TCVOL^{(TEMP-20)} \quad (172)$$

Donde:

AMVOL es la pérdida de amonio (mg/L/día)

AMSU es la concentración de amonio disuelta en el suelo (mg/L)

KVOL es la constante de volatilización a 20°C (1/día)

TCVOL es el coeficiente de corrección de temperatura

TEMP es la temperatura del aire (°C)

Y las pérdidas de nitratos por desnitrificación las modela por medio de la siguiente cinética de primer orden:

$$NO_3^-_{DESN} = NO_3^- * KDESN * TCDESN^{(TEMP-35)} \quad (173)$$

Donde:

$NO_3^-_{DESN}$ es la pérdida de nitratos (mg/L/día)

NO_3^- es la concentración de nitratos en el suelo (mg/L)

KDESN es la constante de desnitrificación a 35°C (1/día)

TCDESN es el coeficiente de corrección de temperatura

TEMP es la temperatura del aire (°C)

Para el análisis de sensibilidad se escogió sólo las constantes del ciclo del nitrógeno, porque los coeficientes de corrección de temperatura han sido estudiados con gran profundidad.

En la Figura 37, Figura 38 y Figura 39, se muestran la variación tanto en las cantidades lixiviadas, como transformadas y retenidas en el suelo al final de las simulaciones debido a la variación de los parámetros relacionados con el ciclo del nitrógeno.

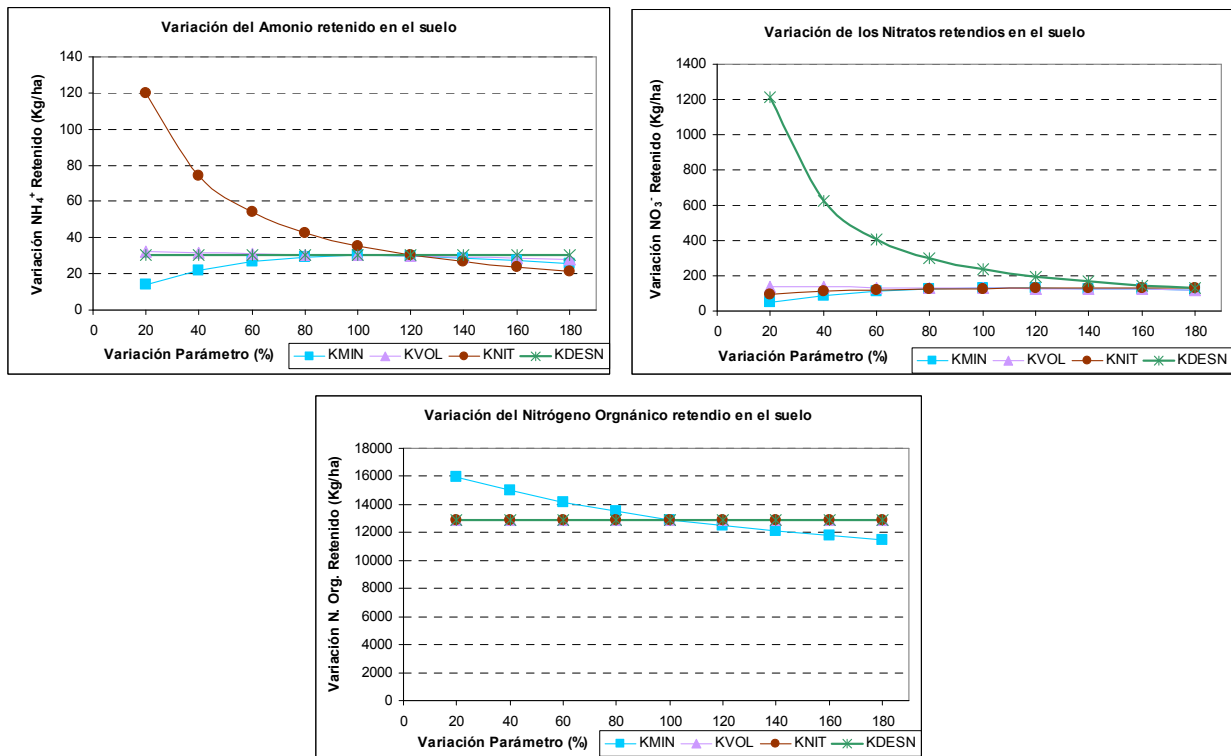


Figura 37. Análisis de sensibilidad del nitrógeno retenido en el suelo al final de las simulaciones a la variación de las constantes del ciclo del nitrógeno: KMIN (línea azul), KVOL (línea lila) KNIT (línea marrón) y KDESN (línea verde).

Como se puede ver en la Figura 37, el amonio acumulado en el suelo es muy sensible a la variación de KNIT, siguiendo una forma exponencial decreciente frente a su variación, mientras en los nitratos el efecto de KNIT es casi despreciable (comparado con el efecto que tiene a KDESN) y nulo para el nitrógeno orgánico.

Los nitratos son muy sensibles a la variación de KDESN y siguen una forma exponencial decreciente frente a su variación. El efecto de la variación de KDESN es nulo tanto para el amonio como para el nitrógeno orgánico retenido.

El amonio y los nitratos retenidos en el suelo siguen una tendencia creciente a la variación de KMIN, mientras es decreciente para el nitrógeno orgánico. La variación de la constante KVOL tiene un efecto nulo para el nitrógeno orgánico y casi imperceptible tanto para los nitratos como para el amonio retenido.

Como se puede ver en la Figura 38, todos los procesos del ciclo del nitrógeno son directamente proporcionales a la variación de la constante KMIN, siendo la pendiente de crecimiento en el amonio volatilizado la menor de todas.

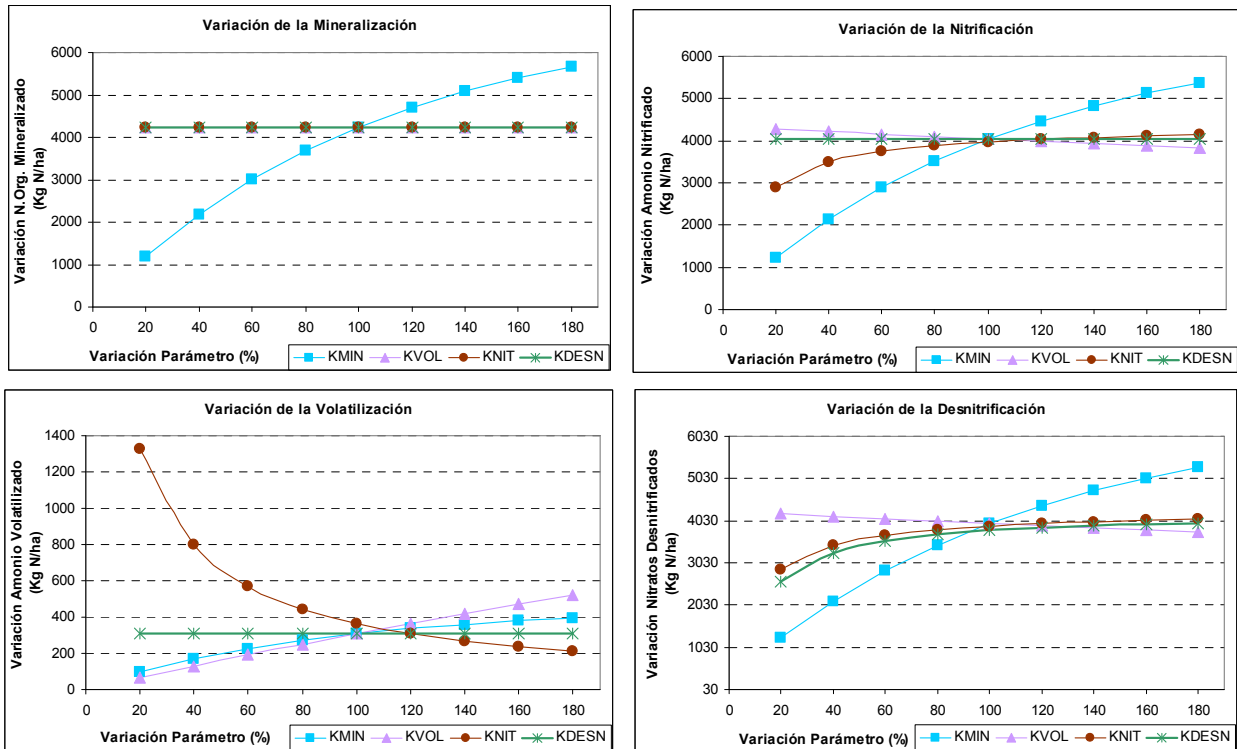


Figura 38. Análisis de sensibilidad de los procesos del ciclo del nitrógeno a la variación de las constantes del ciclo del nitrógeno: KMIN (línea azul), KVOL (línea lila) KNIT (línea marrón) y KDESN (línea verde).

El amonio volatilizado es muy sensible a la variación de KNIT, siguiendo una tendencia exponencial decreciente respecto su incremento y directamente proporcional al incremento de KVOL y KMIN, siendo nula su variación respecto a KDESN.

Los nitratos desnitrificados son muy sensibles a KMIN, siguen una tendencia potencial creciente respecto a su incremento y casi constante respecto a KVOL; sin embargo, respecto a KDESN y KNIT, la variación es importante para valores bajos de dichas constantes, estabilizándose posteriormente, porque aunque las cantidades lixiviadas y retenidas de nitratos son menores, los nitratos disponibles para desnitrificar son limitantes.

El nitrógeno Mineralizado es muy sensible a la variación de KMIN, siguiendo una tendencia creciente respecto a su incremento y tiene una variación nula respecto a KVOL, KNIT y KDESN.

El nitrógeno nitrificado es más sensible a KMIN que a KNIT, siguiendo también una tendencia creciente. También presenta una variación nula respecto a KDESN y casi constante respecto a KVOL.

La mineralización tiene un efecto relativo en el amonio nitrificado y desnitrificado mayor que el de sus respectivas variables. Este hecho es debido a que la mineralización es la mayor fuente de amonio para nitrificar y posteriormente desnitrificar, mientras que si se mantiene constante la mineralización, llega un momento en que aunque se aumenten KNIT o KDESN, no quedan amonio ni nitratos disponibles para seguir nitrificando y desnitrificando respectivamente.

Como se puede ver en la Figura 39, el nitrógeno orgánico lixiviado es inversamente proporcional al incremento de KMIN y presenta un efecto nulo ante la variación de KNIT, KNESN y KVOL.

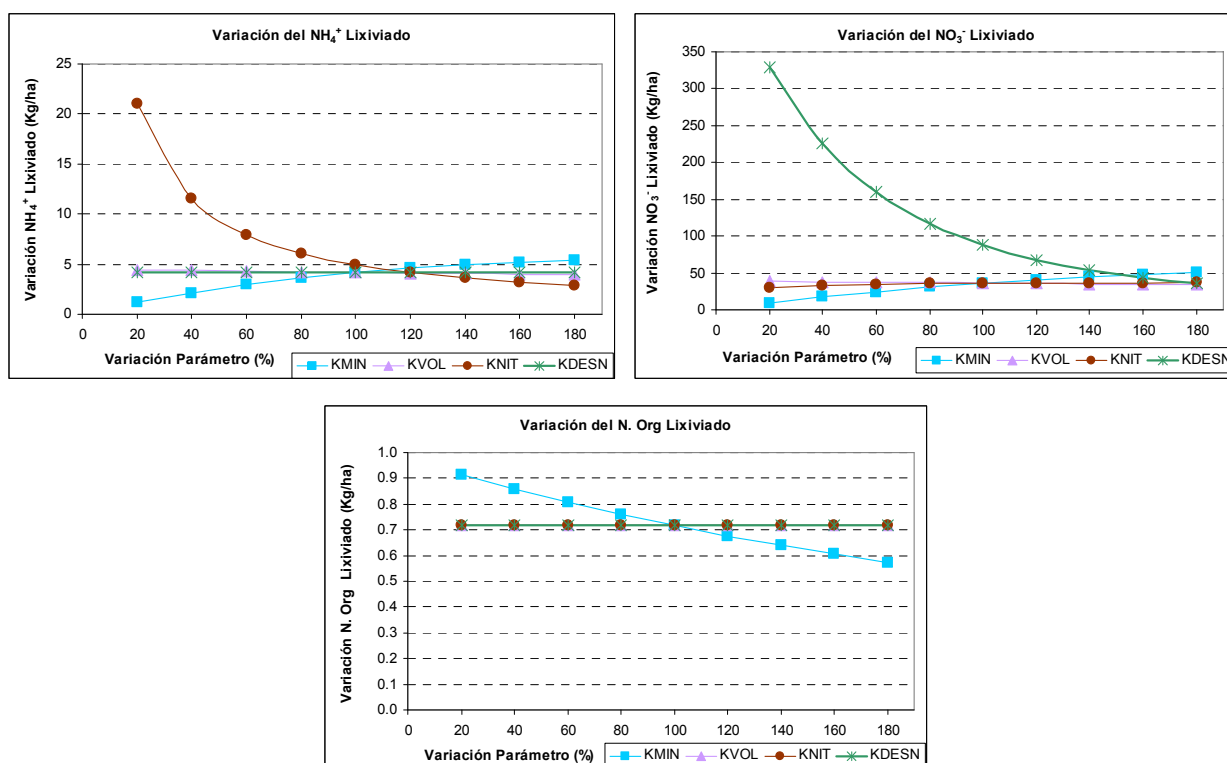


Figura 39. Análisis de sensibilidad del nitrógeno lixiviado a la variación de las constantes del ciclo del nitrógeno: KMIN (línea azul), KVOL (línea lila) KNIT (línea marrón) y KDESN (línea verde).

El amonio lixiviado presenta mayor sensibilidad a la variación de KNIT con una tendencia exponencial decreciente a su incremento, directamente proporcional al incremento de KMIN y constante a la variación de KVOL y KDESN.

Los nitratos lixiviados son muy sensibles a la variación de KDES_N, siguiendo una tendencia decreciente a su incremento, proporcional al incremento de KMIN y prácticamente constante a la variación de KVOL y KNIT.

En la siguiente tabla se muestran los valores máximos y medios del efecto relativo de las constantes del ciclo del nitrógeno, así como también el valor medio y la desviación estándar del efecto relativo medio que tienen todas las variables de estado para un mismo parámetro:

Tabla 57. Valores máximos y medios del efecto relativo (ER) del análisis de sensibilidad de las constantes del ciclo del nitrógeno KMIN, KNIT, KVOL y KDES_N.

| | KMIN | | KNIT | | KVOL | | KDES _N | | Máx. general |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------------|-------------|--------------|
| | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | ER Máx. | ER Medio | |
| NH₄⁺ Lixiviado | 0.84 | 0.58 | 1.13 | 1.00 | 0.12 | 0.08 | 0.00 | 0.00 | 1.13 |
| NO₃⁻ Lixiviado | 0.87 | 0.69 | 0.16 | 0.07 | 0.11 | 0.07 | 1.61 | 1.30 | 1.61 |
| N.Org Lixiviado | 0.43 | 0.28 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.43 |
| N. Mineralizado | 0.83 | 0.61 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.83 |
| N. Nitrificado | 0.78 | 0.60 | 0.24 | 0.12 | 0.11 | 0.07 | 0.00 | 0.00 | 0.78 |
| N. Volatilizado | 0.77 | 0.55 | 0.95 | 0.94 | 1.01 | 0.94 | 0.00 | 0.00 | 1.01 |
| N. Desnitrificado | 0.75 | 0.59 | 0.23 | 0.11 | 0.11 | 0.07 | 0.30 | 0.13 | 0.75 |
| NH₄⁺ Retenido | 0.58 | 0.31 | 0.89 | 0.87 | 0.14 | 0.09 | 0.00 | 0.00 | 0.89 |
| NO₃⁻ Retenido | 0.66 | 0.32 | 0.25 | 0.12 | 0.14 | 0.09 | 1.29 | 1.13 | 1.29 |
| N.Org. Retenido | 0.20 | 0.18 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.20 |
| Valor Máximo/Medio | 0.87 | 0.47 | 1.13 | 0.32 | 1.01 | 0.14 | 1.61 | 0.26 | |
| Desviación estándar | 0.21 | 0.18 | 0.43 | 0.43 | 0.30 | 0.28 | 0.61 | 0.51 | |

Con respecto a los procesos del ciclo del nitrógeno se puede decir:

- La variación de la constante de mineralización KMIN, tiene un efecto considerable en los cuatro procesos del ciclo del nitrógeno, principalmente como era de esperar, sobre el nitrógeno orgánico mineralizado, lo cual significa que una pequeña variación en dicha constante traería grandes repercusiones en el nitrógeno mineralizado y nitrificado principalmente. Esto debido a que la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo o de las aplicaciones externas, son la mayor fuente de nitrógeno amoniacal para los diferentes procesos del ciclo del nitrógeno.
- La variación de la constante KNIT afecta principalmente al nitrógeno volatilizado debido a que son tan bajas las cantidades volatilizadas que una pequeña variación en la cantidad disponible de amonio la afecta en mayor proporción, siendo nulo su efecto sobre el nitrógeno mineralizado.
- Como era de esperar, el mayor efecto debido a la variación de la constante de volatilización KVOL se presenta en el amonio volatilizado. Así mismo, también tiene un gran efecto sobre el amonio nitrificado debido a que cambios en la constante de volatilización pueden aumentar o disminuir la cantidad de amonio disponible para la

nitrificación. En cambio su efecto sobre la mineralización es nulo, porque como se había explicado anteriormente sólo el amonio que es inmovilizado o que regresa al suelo después de haber sido tomado por las plantas es el que sufre la mineralización, el cual en este momento es nulo por no simularse cultivos.

- La constante de desnitrificación KDES_N tiene un efecto nulo, como era de esperar, en todos los procesos del ciclo del nitrógeno excepto en los nitratos desnitrificados.

Con respecto al nitrógeno lixiviado se puede decir:

- La variación de la constante KVOL tiene un efecto ligeramente mayor, como era de esperar, sobre el amonio que sobre los nitratos lixiviados. Así mismo su variación tiene un efecto nulo en el nitrógeno orgánico lixiviado.
- La constante KDES_N, solo tiene efectos significativos sobre los nitratos lixiviados.
- El efecto de la variación de la constante de mineralización KMIN sobre el nitrógeno orgánico lixiviado es mucho menor que sobre el amonio y los nitratos lixiviados. Como se explico anteriormente, se debe a que la cantidad cedida en la mineralización es muy baja respecto al contenido inicial de nitrógeno orgánico en el suelo, además, la fracción que lixivia no está directamente relacionada con la que se mineraliza, por lo tanto su repercusión sobre la cantidad lixiviada es muy baja. Por el contrario, su efecto sobre los nitratos y el amonio lixiviados si son considerables, debido a que el aporte por mineralización del amonio y su posterior transformación a nitratos, es muy alto.
- La variación de la constante de nitrificación KNIT tiene un mayor efecto relativo sobre el amonio lixiviado, ya que este se nitrifica en solución, por lo tanto disminuye la cantidad disponible para lixiviar. La constante de nitrificación tiene un efecto nulo sobre el nitrógeno orgánico lixiviado.

Con respecto al nitrógeno retenido se puede decir:

- La sensibilidad relativa de las formas nitrogenadas retenidas en el suelo a la variación de KMIN es mayor para los nitratos, seguido por el amonio y finalmente el nitrógeno orgánico. Esto debido a que las pérdidas de nitrógeno orgánico al mineralizarse son muy pequeñas con respecto a la cantidad inicial almacenada, en cambio los aportes de amonio debido a dicha mineralización y posterior nitrificación son considerables respecto a las cantidades iniciales.
- La variación de la constante de nitrificación KNIT, como era de esperar tiene el mayor efecto significativo sobre el amonio retenido en el suelo, siendo nulo su efecto sobre el nitrógeno orgánico retenido.

- La constante de volatilización KVOL tiene un efecto muy similar en el amonio y los nitratos retenidos en el suelo, siendo nulo su efecto sobre el nitrógeno orgánico retenido.
- Como era de esperar, la variación de KDESN solo afecta a los nitratos retenidos en el suelo.

La constante de desnitrificación afecta en mayor proporción a los nitratos lixiviados y retenidos que a las cantidades desnitrificadas, ya que esta es una forma completamente móvil y cualquier pérdida de nitratos, en este caso debido a la desnitrificación, repercute principalmente en el lixiviado.

En la siguiente tabla se muestra el valor medio, la desviación estándar y la desviación porcentual del efecto relativo medio que tiene cada parámetro sobre todas las variables de estado.

Tabla 58. Valores medio, desviación estándar y desviación porcentual del efecto relativo medio que tienen todas las variables de estado para un mismo parámetro.

| | Media | Desviación | Desviación porcentual (%) |
|---------------------|-------|------------|---------------------------|
| % Refractario Purín | 0.01 | 0.01 | 91.38 |
| % Lábil N. Org. | 0.87 | 0.20 | 22.84 |
| % Solución N.Org. | 0.00 | 0.00 | 30.36 |
| KMIN | 0.47 | 0.18 | 37.68 |
| KNIT | 0.32 | 0.43 | 131.94 |
| KDESN | 0.26 | 0.51 | 198.53 |
| KVOL | 0.14 | 0.28 | 201.65 |
| KF | 0.01 | 0.02 | 304.47 |
| 1/n | 0.01 | 0.03 | 293.10 |
| XFIX | 0.00 | 0.01 | 309.31 |
| CC | 3.07 | 6.70 | 218.71 |
| PM | 0.06 | 0.08 | 139.06 |
| CN | 0.38 | 0.48 | 126.35 |
| KDES | 0.07 | 0.19 | 288.79 |
| KADS | 0.05 | 0.15 | 290.01 |

Valores medios altos y desviación estándar baja, significan que el parámetro en cuestión tiene un efecto relativo alto para la mayoría de las variables de salida. Si la desviación estándar es alta, significa que solo lo es para algunas de ellas. En nuestro caso la constante de mineralización KMIN y el porcentaje lábil del nitrógeno orgánico son los parámetros que más afectan al conjunto de variables de salida analizadas, por esta razón se debe tener más cuidado en el momento de la calibración y/o en la asignación de valores de la literatura. La capacidad de campo tiene un valor medio muy alto, pero una desviación estándar también alta, lo cual indica que es importante sólo para algunas de las variables, en nuestro caso afecta el lixiviado de agua y nitrógeno, principalmente en forma orgánica por encontrarse en mayor cantidad.

En la Tabla 59 se muestra el efecto relativo más alto alcanzado en todo el análisis de sensibilidad para cada una de las variables de estado y el parámetro que lo produce. Dicha tabla ofrece información acerca de cuál variable se debe afinar en el momento de la calibración si se quiere ajustar una variable de estado específica. Si se quieren ajustar tanto los nitratos lixiviados como los retenidos en el suelo, se debe seleccionar muy bien el valor de la capacidad de campo, curva de escorrentía y la constante de desnitrificación a utilizar por el modelo PRZM.3.12.2. Pero si se quiere ajustar la mayoría de las variables de estado, se debe analizar muy bien, además de la capacidad de campo, el porcentaje del nitrógeno orgánico lábil inicial en el suelo, ya que produce el mayor efecto relativo en cinco variables.

Tabla 59. Efecto relativo mayor de cada una de las variables de estado

| | ER mayor | Parámetro |
|---------------------------------------|-----------------|------------------|
| NH₄⁺ Lix | 6.93 | CC/KNIT |
| NO₃⁻ Lix | 6.68 | CC/KDESN |
| N.Org Lix | 77.13 | CC/%Lábil N.Org. |
| N. Mineralizado | 0.99 | %lábil N. Org. |
| Agua Lix | 5.65 | CC |
| N. Nitrificado | 0.98 | %lábil N. Org. |
| N. Volatilizado | 1.01 | KVOL |
| N. Desnitrificado | 0.96 | %lábil N. Org. |
| NH₄⁺ Ret | 1.04 | KDES |
| NO₃⁻ Ret | 3.99 | CN/KDES |
| N.Org Ret | 0.96 | %lábil N. Org. |

A partir de la información obtenida del análisis de sensibilidad, se seguirá el siguiente orden de importancia al calibrar las variables analizadas, las demás variables, por tener menor efecto relativo sobre la mayoría de variables de estado, se variarán al final del proceso de calibración para afinar ciertas variables de salida:

Tabla 60. Orden de calibración de las variables más importantes.

| Orden de calibración | Relacionado con la calibración |
|-----------------------------|---------------------------------------|
| CC | Hidráulica |
| % Lábil N. Org. Suelo | |
| KMIN | Nitrógeno |
| KNIT | |
| KDESN | |

6. Calibración

6. CALIBRACIÓN DEL MODELO PRZM.3.12.2.

La modelación matemática tiene por objetivo la creación de un medio ficticio en el que poder experimentar situaciones sin que sea necesario llevarlas a la realidad para ser observadas, (López, 2001). Para que un modelo sea fiable, debe tener en cuenta la mayor cantidad de aspectos posibles que describan los diferentes procesos y sus dependencias a otras variables. Esto puede llevar a complicaciones matemáticas y a un exceso de variables de entrada al modelo que pueden volver el modelo poco ágil y difícil de utilizar. Por este motivo es necesario encontrar un equilibrio entre la cantidad de ecuaciones, variables y complejidad del fenómeno real que se representa, para así facilitar tanto el análisis de sensibilidad como la calibración del modelo.

Después de realizado el análisis de sensibilidad, donde se encontró cuales parámetros son más influyentes en los resultados del modelo, el siguiente paso es la calibración del modelo, modificando solo las variables de mayor significancia. Para poder realizar este proceso, es necesario disponer de datos reales u obtenidos en experiencias en laboratorio, para comparar los valores calculados por el modelo y los que se consideran datos patrón. Finalmente, se debe disponer de otra serie de datos para la validación, que es el proceso por el cual se asegura que dicho modelo conceptual pasa a tener una aplicación práctica con suficiente precisión.

Un modelo bien calibrado y validado debe servir para predecir situaciones futuras, en nuestro caso, debe servir de herramienta para predecir la dosis de purín que puede aplicarse en el suelo sin ponerse en peligro la calidad del agua de los acuíferos y su aporte de nutrientes sea aprovechado por los cultivos de la zona.

En este capítulo se explicará la metodología realizada para la calibración del modelo y los resultados obtenidos.

6.1. PROCESO DE CALIBRACIÓN.

Para realizar el proceso de calibración se utilizó los datos experimentales obtenidos en el laboratorio con 9 columnas de suelo, de longitud, textura y dosificación del purín variable, (ver apartado 4). Los datos utilizados fueron:

- Volumen de agua lixiviado
- Perfil del contenido de humedad al final de la experimentación
- Contenido de las diferentes formas nitrogenadas en el lixiviado
- Contenido de las diferentes formas de nitrógeno retenido en el suelo después de la experimentación.

El objetivo final del proceso de calibración, es encontrar la combinación de las diferentes constantes con las que el modelo PRZM.3.2.12 describe el ciclo del nitrógeno y el movimiento del agua en el suelo que cumplan los siguientes criterios:

- Menor error en el volumen teórico del agua lixiviada respecto al volumen lixiviado real.
- Perfiles de humedad similares a los experimentales al final de las experiencias.
- Menor error de las formas nitrogenadas lixiviadas teóricas respecto al nitrógeno total lixiviado experimental.
- Menor error de las formas nitrogenadas retenidas teóricas en el suelo respecto a las experimentales al final de las experiencias.
- Perfiles de los contenidos de nitrógeno teóricos en el suelo similares a los experimentales al final de las experiencias.
- Menor error en las cantidades movilizadas (mineralización, nitrificación y pérdidas de nitrógeno inorgánico) teóricas respecto a las experimentales calculadas.

El proceso de calibración se convierte en una “habilidad” del experto y sus capacidades en la materia son las que cierran el proceso de calibración. A su vez se encuentra el problema de decidir cuando se ha terminado el ajuste ya que nunca se sabe si existe otro conjunto de parámetros que se ajusten más a la experimentación (López, 2001).

6.2. PARÁMETROS DEL MODELO PRZM.3.12.2 A CALIBRAR.

Debido a que los procesos del ciclo del nitrógeno están directamente ligados al contenido de agua en el suelo e igualmente, las cantidades lixiviadas de nitrógeno son proporcionales al agua lixiviada, primero se calibró el movimiento del agua en el suelo y posteriormente el ciclo del nitrógeno.

6.2.1. Parámetros relacionados con el movimiento del agua en el suelo.

El modelo PRZM.3.12.2, como se explico en el apartado 3.4, tiene dos formas de simular el movimiento del agua en el suelo, drenaje libre y drenaje restringido. La primera es función de la capacidad de campo y el punto de marchitez, basada en reglas de drenaje simple. Considera que un estrato superior drena al siguiente cuando se alcanza la capacidad de campo. La segunda, se utiliza para suelos con capas de bajas permeabilidades que restringen el drenaje libre, por medio de dos parámetros empíricos, máxima capacidad de almacenamiento de humedad θ_s , y la tasa de drenaje modificada AD, para permitir drenaje a capacidad de campo sobre periodos mayores de un día.

Como se dijo anteriormente, se realizaron simulaciones con cada una de las opciones y debido tanto a la necesidad de introducir dos variables poco estudiadas para la segunda opción (máxima capacidad de almacenamiento θ_s y la tasa de drenaje modificada AD), como a la facilidad de establecer los valores de capacidad de campo y punto de marchitez para cualquier suelo, necesarios para la opción uno, se decidió realizar la calibración hidráulica basada en drenaje libre.

El método del drenaje libre está definido en el contexto de dos características volumétricas de retención de humedad en el suelo comúnmente reportadas en suelos agrícolas, capacidad de campo y punto de marchitez, (Carousel, 2005). El modelo PRZM.3.12.2 considera un suelo homogéneo, basado en su porcentaje de arena, limos y arcillas solamente, sin hacer diferencia entre suelos con diferentes porcentajes de gravas. Así mismo, la determinación de la capacidad de campo en el laboratorio siguiendo los métodos propuestos por Llorca (1991) en su libro “Prácticas de Edafología” utilizados en los cursos de edafología en la Universidad Politécnica de Valencia, se realiza sobre suelo alterado que pasa el tamiz de 2 mm, por lo que los valores de capacidad de campo obtenidos en el laboratorio deben ser corregidos considerando el porcentaje de elementos gruesos (Rowell, 1994). De aquí radica la necesidad de calibrar la capacidad de campo en función del porcentaje de gravas presente en la columna de suelo.

Después de realizado el análisis de sensibilidad se encontró que el punto de marchitez tiene un efecto relativo muy bajo sobre el nitrógeno y el agua lixiviada y prácticamente nulo en los procesos del ciclo del nitrógeno, por este motivo no se vio la necesidad de calibrarlo directamente, sino calcularlo a partir de la capacidad de campo calibrada.

El número de curva de escorrentía tiene un efecto relativamente bajo sobre todas las variables de salida excepto sobre los nitratos lixiviados y retenidos. Es un parámetro difícil de

asignar en casos concretos, debido a la necesidad de disponer de factores geográficos, forma de la cuenca y frecuencia de la lluvia, que es preciso conocer previamente y que en España por lo general no se conocen (Porta, 1999), por estos motivos se decidió asignar un valor propuesto por la bibliografía y no calibrarlo.

PRZM.3.12.2 requiere la entrada de tres valores de curva de escorrentía para la condición de humedad antecedente II: Barbecho (suelo cultivado que no ha sido sembrado por una o varias temporadas), suelo cultivado y residuos de cosecha. Estos valores se seleccionaron debido a las características iniciales del suelo, el diseño experimental desarrollado en el laboratorio y según el National Engineering Handbook (2005) capítulos 7, 8 y 9, para un suelo tipo B con baja tasa de infiltración cuando ha sido altamente humedecido (suelos de moderados a bien drenados y con textura de moderadamente fina a gruesa), con condición hidrológica pobre (factores que deterioran la infiltración e incrementan la escorrentía), según tabla la 9-1, así:

- Suelo desnudo: 86
- Suelo cultivado en hileras: 81
- Cobertura de residuos de cultivos: 85

6.2.2. Parámetros relacionados con el ciclo del nitrógeno.

A partir del análisis de sensibilidad para el ciclo del nitrógeno, se encontró que las variables más significativas para el modelo son la constante de mineralización y la fracción lábil del nitrógeno orgánico inicial en el suelo. Constantes como KDESN, KNIT y KVOL son significantes principalmente respecto al proceso que están modelando, por lo tanto pequeños cambios en sus valores no implican grandes modificaciones en el error promedio alcanzado, tanto en las cantidades lixiviadas como en las retenidas en el suelo al final de la experimentación.

Debido a que la forma nitrogenada que se encuentra en mayor cantidad en el suelo es el nitrógeno orgánico, tanto la variable fracción lábil como la constante de mineralización KMIN, son las dos variables que mayor influencia tendrán sobre los resultados del modelo.

La mineralización e inmovilización de nitrógeno por microorganismos son procesos centrales en el ciclo del nitrógeno terrestre. Aunque el nitrógeno inorgánico y el nitrógeno orgánico están envueltos en estos procesos, usualmente solo el nitrógeno inorgánico (NH_4^+ y NO_3^-) es medido. Sin embargo, el complejo estructural del nitrógeno orgánico representa la mayor fuente de nitrógeno en el suelo (>95%), Zhu (2004). Ampliar el conocimiento y

cuantificar la variabilidad espacial y temporal del nitrógeno orgánico es importante debido a que es un nutriente móvil que ayuda al desarrollo del suelo, es soporte de la actividad microbológica y una fracción del nitrógeno orgánico soluble en el suelo puede ser usada por las plantas.

El PRZM.3.12.2 fracciona, tanto el nitrógeno soluble (SON) como el disuelto (DON) en nitrógeno lábil y refractario. La fracción lábil, es la cantidad del nitrógeno orgánico en el suelo que está disponible, una parte para mineralizarse (particulada después de ser absorbida) y la otra para lixiviar (solución). Mientras la fracción refractaria es menos móvil, solo se incrementa debido a la conversión de la fracción lábil de SON y disminuye debido a las pérdidas por lixiviación. Ambas fracciones pueden ser incrementadas por el retorno de nitrógeno por las plantas y la hojarasca.

La fracción Lábil es una variable que puede conocerse indirectamente a partir de ensayos de laboratorio. Zhu (2004) analizó el nitrógeno total extractable por medio de un mecanismo de digestión UV/alcalino persulfato y calculó la concentración del nitrógeno orgánico soluble extractable, en sus siglas en inglés ESON como la diferencia entre el nitrógeno total extractable y el nitrógeno inorgánico extractable. Encontró por medio de un análisis de eficiencia que para los compuestos lábiles (proline y otros aminoácidos) tiene una eficiencia del 100% mientras para los compuestos refractarios (amino-antipyrine caffeine) está entre un 50 y 80%.

Existen diferentes métodos para analizar el nitrógeno soluble, la digestión Kjeldahl fue el primer método utilizado para determinar el nitrógeno total soluble (NTS), sin embargo el método es lento y pesado y los grandes contenidos de nitrógeno en las muestras de control pueden disminuir la exactitud y la sensibilidad del procedimiento (Murphy et al., 2000). En los últimos años se han desarrollado métodos simples, rápidos y automatizados para analizar el NTS. Métodos basados en la oxidación por medio de persulfato de potasio ($K_2S_2O_8$), soluciones de sales para extraer el nitrógeno del suelo ($CaCl_2$, KCl , K_2SO_4) y electroultrafiltración (EUF), los cuales obtienen resultados similares. Sin embargo, debido a los propósitos iniciales de la presente tesis (calibración de un modelo de nitrógeno para uso agrícola), no se profundizó en dichas metodologías de análisis y se asignó inicialmente, un porcentaje fijo del nitrógeno orgánico lábil presente en el suelo obtenido de la bibliografía.

El suelo utilizado pertenece a una zona que no ha sido cultivada por mucho tiempo, por lo tanto no ha sido abonada ni ha tenido restos de las cosechas anteriores que podrían renovar el nitrógeno orgánico lábil, por lo tanto, como dicha fracción es una medida de la cantidad de nitrógeno que se puede mineralizar, se puede pensar que es baja. Inicialmente se

fijó el valor de la fracción lábil en 10% del nitrógeno orgánico total contenido en el suelo y 90% la fracción refractaria.

Murphy et al. (2000) reportaron que SON varía entre 20 y 30 kg N/ha a través de muchos sistemas agrícolas y que solo una décima parte de dicha fuente lixivia anualmente como DON, por esta razón se ha fijado como valor de partida para la calibración, el porcentaje en solución en 10% y el particulado en 90%.

El ciclo del nitrógeno es muy dependiente de la humedad y la profundidad del suelo, por este motivo es necesario hacer distinción entre el valor de cada una de las constantes en cada capa de suelo. Diferentes autores han encontrado relaciones entre la humedad, la profundidad y los procesos del ciclo del nitrógeno:

González-Prieto et al. (1996), encontraron que la Mineralización decrece al aumentar la humedad, igualmente, Patra et al. (1999), encontraron que al aumentar la profundidad disminuye la mineralización. Por esta razón, se comenzó la calibración con un valor inicial para la constante de mineralización KMIN de 0.000925/día igual para ambas capas de suelo obtenido por Navarro (2003), en ensayos experimentales similares. Se obtuvieron perfiles de Nitrógeno Orgánico y Amonio retenidos en el suelo mucho mayores que los reales y mucho menores en los Nitratos, así mismo los errores en el lixiviado no eran satisfactorios.

En el caso de la nitrificación, debido a que las nitrobacterias son organismos exclusivamente aerobios, en ausencia de oxígeno la nitrificación se detiene. En contenidos de humedad por debajo del punto de marchitez, aunque hay presencia de nitrificantes, la nitrificación es inhibida (Sierra, 2001), presentándose su óptimo entre -10 y -33 kPa (humedad entre el punto de marchitez y la capacidad de campo).

En la desnitrificación, incrementos en el contenido de humedad del suelo generalmente incrementan la tasa de desnitrificación. Grageda-Cabrera et al. (2000), encontraron que más del 80% de la producción total de gases nitrogenados se obtienen al mantener la humedad del suelo a 1.33 de la capacidad de campo.

Sierra et al. (2001), encontraron que la volatilización con aplicación subsuperficial era insignificante comparada con los 35 Kg N/ha perdidos aplicando la misma cantidad de nitrógeno de forma superficial. Moal et al. (1995), concluyeron que aproximadamente el 75 % del amonio volatilizado se producía a 15 horas posteriores a la aplicación; por ambas razones se puede decir que la volatilización solo ocurre en la primera capa de suelo, estableciéndose la constante de volatilización KVOL para la segunda capa de suelo inicialmente igual a cero.

Los valores experimentales de las cantidades movilizadas por la mineralización y nitrificación, a partir de las cuales se estima el error, se calculan a partir de las siguientes ecuaciones:

$$N_Min = (N_Org_{C.I.} + N_Org_{Purín}) - (N_Org_{Lix} + N_Org_{Ret}) \quad (174)$$

$$N_Nit = (N_NH_4^+_{C.I.} + N_NH_4^+_{Purín}) - (N_NH_4^+_{Lix} + N_NH_4^+_{Ret}) + N_Min \quad (175)$$

Los datos experimentales no permiten diferenciar entre las pérdidas de amonio por volatilización y las pérdidas de nitratos por desnitrificación. Por este motivo, en el momento de la calibración se sumarán las cantidades volatilizadas y desnitrificadas calculadas por el modelo PRZM3, para poderlas comparar con los datos experimentales calculados de la siguiente manera:

$$N_Inorg_{Perdido} = (N_NO_3^-_{C.I.} + N_NO_3^-_{Purín}) - (N_NO_3^-_{Lix} + N_NO_3^-_{Ret}) + N_Nit \quad (176)$$

Donde:

$N_NO_3^-_{C.I.}$ es el contenido inicial de $N_NO_3^-$ en el suelo (mg)

$N_NO_3^-_{Purín}$ es el contenido de $N_NO_3^-$ en el purín (mg)

$N_NH_4^+_{C.I.}$ es el contenido inicial de $N_NH_4^+$ en el suelo (mg)

$N_NH_4^+_{Purín}$ es el contenido de $N_NH_4^+$ en el purín (mg)

$N_NO_3^-_{ret}$ es el $N_NO_3^-$ retenido en el suelo al final de las simulaciones (mg)

$N_NH_4^+_{ret}$ es el $N_NH_4^+$ retenido en el suelo al final de las simulaciones (mg)

N_Min es el Nitrógeno orgánico mineralizado a amonio (mg)

N_Nit es el nitrógeno amoniacal nitrificado (mg)

$N_Org_{C.I.}$ es el contenido inicial de Nitrógeno Orgánico en el suelo (mg)

$N_Org_{Purín}$ es el contenido de Nitrógeno Orgánico en el purín (mg)

N_Org_{ret} es el Nitrógeno Orgánico retenido en el suelo al final de las simulaciones (mg)

$N_Inorg_{perdido}$ es el nitrógeno inorgánico perdido por volatilización y desnitrificación (mg).

6.3. RESULTADOS CALIBRACIÓN.

6.3.1. Calibración del movimiento del agua en el suelo.

Después de escogido el método de drenaje libre, se procedió a la calibración de los valores de Capacidad de Campo y Punto de Marchitez. El modelo PRZM.3.12.2 considera un suelo homogéneo, basado en su porcentaje de arena, limos y arcillas solamente, sin hacer diferencia entre suelos con diferentes porcentajes de gravas, por lo tanto la calibración se realizó inicialmente solo con las columnas finas (C3, C6 y C9) y posteriormente se encontró una relación basada en los valores calibrados para las columnas finas y el porcentaje de gravas.

La calibración de las columnas finas se inició con el valor de capacidad de campo encontrado en el laboratorio ($CC = 0.2877 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) y el de punto de marchitez calculado a partir de la capacidad de campo, para evitar una posible combinación de parámetros sin sentido que pueda generar resultados erróneos o simplemente que el modelo no funcione (Cryer y Havens, 1999). El PRZM.3.12.2 propone un método para estimar tanto la capacidad de campo como el punto de marchitez, en función del porcentaje de arenas, arcillas, materia orgánica y densidad volumétrica:

$$_x = a + b * \text{arenas}(\%) + c * \text{arcillas}(\%) + d * M.O(\%) + e * \rho_v \left(\text{gr} / \text{cm}^3 \right) \quad (177)$$

Donde:

$_x$ es la retención de agua (cm^3/cm^3) para el potencial métrico (capacidad de campo = -33 bar y punto de marchitez = -15 bar).

a – e son los coeficientes de regresión para el potencial métrico seleccionado, tabla 5-23, (Carousel, 2005).

Resolviendo la ecuación anterior con los datos edafológicos del suelo de estudio, se obtiene un valor de capacidad de campo y punto de marchitez de $0.58 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ y $0.37 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ respectivamente. Como el punto de marchitez no fue obtenido experimentalmente, se calcula a partir de la relación entre la capacidad de campo y el punto de marchitez obtenida con la ecuación (177): 1.56 ($PM = CC/1.56 = 0.2877/1.56 = 0.1844 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$).

Analizando los perfiles de humedades reales al final de las experimentaciones, se vio un mayor contenido de agua en la zona inferior, posiblemente debido al arrastre de material fino provocado por el flujo y a la compactación de esta última capa debido al peso del suelo, evitando el libre drenaje; por este motivo el suelo se dividió en tres horizontes:

- El primero, necesario para poder indicar la capa de suelo donde se aplica el purín, además de ser una zona menos compacta que las demás debido a que no tiene el peso del suelo por encima de él.
- El segundo representa un suelo homogéneo de textura fina (material que pasa el tamiz de 2 mm).
- El tercer horizonte refleja un suelo más compacto debido al peso de la columna de suelo, con drenaje restringido que provoca la acumulación de agua.

La calibración se inició con el valor de capacidad de campo encontrada en el laboratorio y el punto de marchitez en función de dicho valor de capacidad de campo modificada por una constante “*b*” a calibrar, así:

$$PM = b*CC/1.56 \quad (178)$$

Se realizó pequeñas variaciones de la capacidad de campo y la constante “*b*”, hasta encontrar la combinación de estas variables, que produjera el menor error en la cantidad de agua lixiviada teórica respecto a las cantidades experimentales y que produjera un perfil de humedad lo más similar posible al real en el conjunto de las tres columnas de granulometría fina.

Los valores que producen una mejor calibración en promedio a las tres columnas finas fueron:

- $CC_1 = 0.160 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, $CC_2 = 0.205 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ y $CC_3 = 0.240 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$
- $PM_1 = 0.110 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, $PM_2 = 0.013 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ y $PM_3 = 0.015 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$

Siendo la constante $b = 0.1$.

Los valores calibrados de la capacidad de campo son un poco menores que el valor obtenido en el laboratorio, esto es debido a las diferencias de determinarla en condiciones de laboratorio o con un ensayo “in situ”. Determinar la capacidad de campo “in situ”, tiene la ventaja de trabajar con el suelo inalterado y a la profundidad que se requiere saber el valor de la capacidad de campo, mientras el ensayo de laboratorio se hace en un tubo de percolación de 15 cm de altura donde sólo se puede añadir 12 cm de suelo alterado, sin reflejar la compactación que tendría el suelo natural o en nuestro caso, el suelo de una columna de 160 cm que ha sufrido un proceso de compactación tanto debido al peso mismo del suelo como a su acomodación debido al movimiento del agua, por lo tanto es de esperar que los valores

encontrados con las pruebas de laboratorio sean algo superiores a los que realmente tendría dicha columna.

Después de calibradas las columnas finas, se encontró una relación entre la capacidad de campo de las columnas finas y capacidad de campo de las columnas de granulometría media y gruesa, basada en el porcentaje de gravas de cada columna.

Como ya se había expuesto anteriormente, el modelo PRZM.3.12.2 considera un suelo homogéneo, basado solamente en su porcentaje de arena, limos y arcillas, sin hacer diferencia entre suelos con diferentes porcentajes de gravas, por esta razón, al comparar los valores obtenidos por el modelo y los reales, es necesario multiplicar los valores experimentales por un factor de densidades que transforme las cantidades obtenidas en suelo con gravas a las que modela el PRZM.3.12.2 (suelo homogéneo, granulometría fina), así:

$$F\rho = \frac{\rho_F}{\rho_C} \quad (179)$$

Donde:

$F\rho$ es el factor de densidades [adimensional]

ρ_C es la densidad volumétrica de la columna de granulometría media o gruesa (gr/cm^3)

ρ_F es la densidad volumétrica de la columna de granulometría fina (gr/cm^3)

El porcentaje de gravas en la sección “i” en una columna de granulometría media o gruesa, se calculó como la diferencia entre la masa de suelo seco total y la masa de suelo fino contenida en dicha sección “i”.

La masa de suelo fino contenida en la sección “i” en una columna de granulometría media o gruesa, se calculó a partir de su volumen total “i”, el cual es igual al volumen ocupado por el material fino en la sección “i” más el volumen ocupado por las gravas en dicha sección, así:

$$\frac{mC_i}{\rho C_i} = \frac{mFC_i}{\rho_F} + \frac{mC_i - mFC_i}{\rho_G} \quad (180)$$

Donde:

ρ_{C_i} es la densidad volumétrica de la sección i de la columna de granulometría media o gruesa (gr/cm^3)

ρ_F es la densidad volumétrica de la columna de granulometría fina en la sección i (gr/cm^3)

ρ_G es la densidad volumétrica de una muestra de gravas contenidas en el suelo natural (gr/cm^3)

mFC_i es la masa de suelo fino contenida dentro de la sección i de la columna de granulometría media o gruesa (gr)

mC_i es la masa total de la sección i de la columna granulometría media o gruesa (gr)

Despejando encontramos la masa de suelo fino correspondiente para cada sección, así:

$$mFC_i = mC_i * \left(\frac{\rho_G - \rho_{C_i}}{\rho_G - \rho_F} \right) * \frac{\rho_F}{\rho_{C_i}} \quad (181)$$

Con los datos de porcentaje de gravas de las 6 columnas de granulometría diferente a la fina, se comenzó a variar el valor de la capacidad de campo para cada columna y cada capa siguiendo la siguiente ecuación:

$$CC_G = \frac{CC_F (100 - \%G/100 + \alpha)}{100} \quad (182)$$

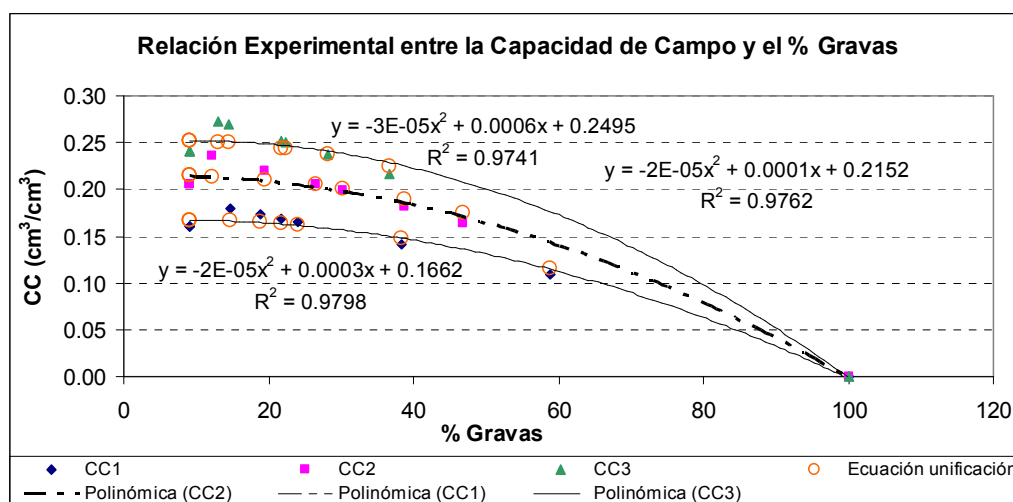


Figura 40. Relación experimental entre la capacidad de campo y el porcentaje de gravas

Donde α se modificó hasta encontrar el menor error promedio en la cantidad de agua lixiviada teórica en todas las columnas respecto a las cantidades experimentales y que produjera perfiles de humedad similares a los reales. Se graficaron los valores de la capacidad de campo contra su respectivo porcentaje de gravas y se encontró la ecuación de la línea de tendencia (ver Figura 40).

Se encontraron tres curvas de capacidad de campo, una para cada horizonte. Para unificar dichas ecuaciones, se dividieron cada una de ellas por su respectivo valor de Capacidad de Campo suelo fino (CC_F), encontrándose una sola ecuación en función del porcentaje de gravas y del valor de la capacidad de campo para suelo fino correspondiente para cada horizonte, así:

$$CC_G = CC_F * \left(-1.2027 * \left(\frac{\%G}{100} \right)^2 + 0.1527 * \left(\frac{\%G}{100} \right) + 1.0427 \right) \quad (183)$$

Donde:

$\%G$ es el porcentaje de Gravas

CC_F es la Capacidad de Campo calibración columnas de granulometría finas (cm^3/cm^3)

CC_G es la Capacidad de Campo suelo no homogéneo de granulometría variable (cm^3/cm^3)

En la Tabla 61 se muestran los valores del porcentaje de gravas de cada una de las columnas y sus respectivos valores de capacidad de campo calculados con la ecuación anterior:

Tabla 61. Valores del porcentaje de gravas, la capacidad de campo (cm^3/cm^3) y punto de marchitez (cm^3/cm^3), utilizando la ecuación de ajuste.

| | Horizonte 1 | | | Horizonte 2 | | | Horizonte 3 | | |
|-----------|-------------|--------------------|--------------------|-------------|--------------------|--------------------|-------------|--------------------|--------------------|
| | Gravas (%) | CC (cm^3/cm^3) | PM (cm^3/cm^3) | Gravas (%) | CC (cm^3/cm^3) | PM (cm^3/cm^3) | Gravas (%) | CC (cm^3/cm^3) | PM (cm^3/cm^3) |
| C1 | 58.77 | 0.109 | 0.007 | 30.26 | 0.198 | 0.013 | 13.03 | 0.274 | 0.018 |
| C2 | 38.35 | 0.142 | 0.009 | 12.24 | 0.235 | 0.015 | 22.48 | 0.251 | 0.016 |
| C3 | 9.18 | 0.160 | 0.010 | 9.18 | 0.205 | 0.013 | 9.18 | 0.240 | 0.015 |
| C4 | 21.67 | 0.169 | 0.011 | 38.66 | 0.181 | 0.012 | 21.79 | 0.253 | 0.016 |
| C5 | 14.78 | 0.180 | 0.012 | 19.53 | 0.220 | 0.014 | 28.13 | 0.237 | 0.015 |
| C6 | 9.18 | 0.160 | 0.010 | 9.18 | 0.205 | 0.013 | 9.18 | 0.240 | 0.015 |
| C7 | 24.07 | 0.165 | 0.011 | 46.88 | 0.164 | 0.011 | 36.70 | 0.217 | 0.014 |
| C8 | 18.83 | 0.173 | 0.011 | 26.48 | 0.206 | 0.013 | 14.44 | 0.270 | 0.017 |
| C9 | 9.18 | 0.160 | 0.010 | 9.18 | 0.205 | 0.013 | 9.18 | 0.240 | 0.015 |

Con los valores calibrados de la capacidad de campo y el punto de marchitez para cada columna, se calcularon los errores relativos respecto al valor experimental del agua lixiviada, así:

$$Error = \frac{cm_agua_{Lix_Teórico} - cm_agua_{Lix_Reales}}{cm_agua_{Lix_Teórico}} \quad (184)$$

En la Tabla 62 se muestran los valores simulados y experimentales obtenidos al simular las nueve columnas con sus respectivos valores calibrados de la capacidad de campo y punto de marchitez. Así mismo, se muestran los errores obtenidos respecto a los valores experimentales.

Tabla 62. Resultados calibración hidráulica: Errores respecto a los valores experimentales

| Columna | Valor simulado (cm de agua) | Valor Experimental (cm de agua) | Error relativo (%) |
|---------|--------------------------------|------------------------------------|-----------------------|
| C1 | 16.81 | 14.82 | 13.39 |
| C2 | 17.03 | 14.91 | 14.20 |
| C3 | 16.77 | 12.52 | 34.00 |
| C4 | 11.47 | 11.62 | -1.29 |
| C5 | 10.41 | 12.55 | -17.06 |
| C6 | 10.15 | 9.22 | 10.05 |
| C7 | 7.84 | 7.24 | 8.27 |
| C8 | 3.97 | 5.79 | -31.56 |
| C9 | 3.71 | 4.15 | -10.72 |

Las columnas C3 y C8 de granulometría Gruesa y Media respectivamente, fueron las que presentaron mayor error relativo, las demás columnas presentaron errores entre el -17% y el 14%, valores muy aceptables.

En la Figura 41, Figura 42 y Figura 43 se compara el perfil final de la humedad real y teórico calibrado para todas las columnas:

Las columnas de 160 cm presentaron un perfil de humedad muy cercano al perfil real, exceptuando la parte superior. La columna C8 presentó en todo el perfil, valores de humedad un poco más altos que los reales (Figura 41).

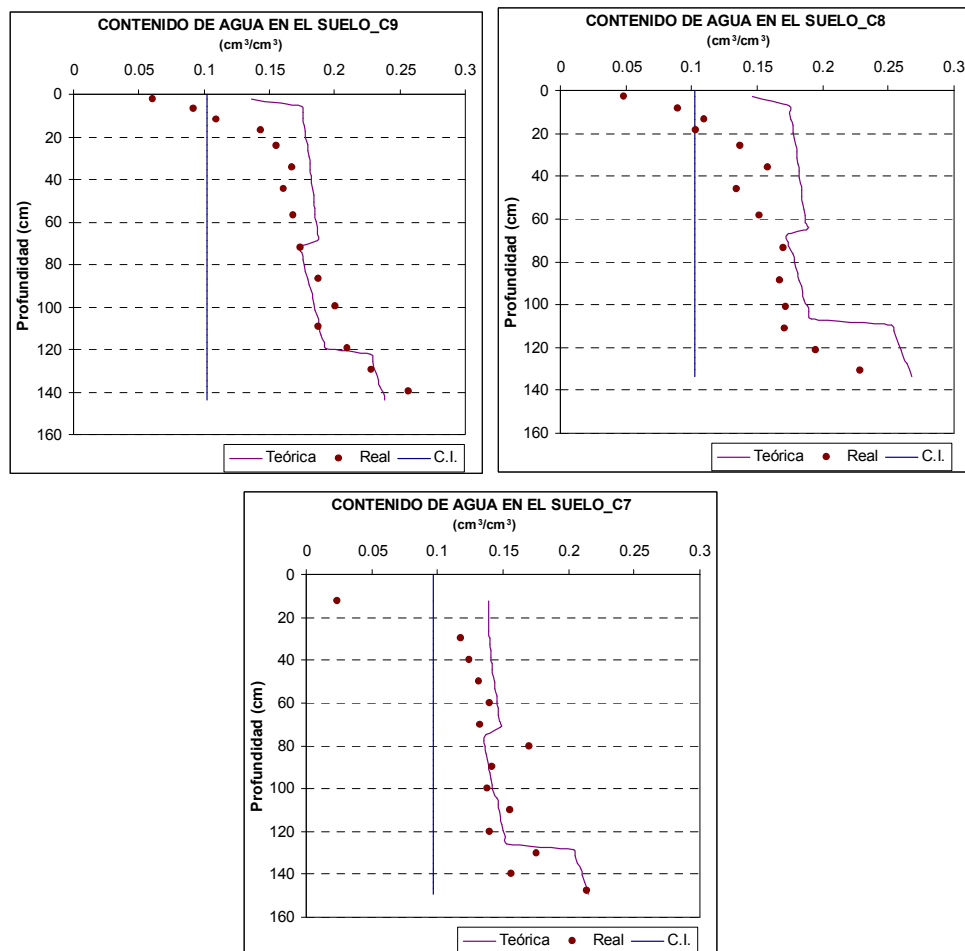


Figura 41. Resultados calibración hidráulica columnas de 160 cm: Perfil real (puntos marrones), Perfil teórico (línea morada), condición inicial C.I. (línea azul).

Las columnas de 100 cm presentaron un perfil de humedad muy similar al real excepto también en la capa superior. La columna C5, presentó valores de humedad un poco mayores que los valores reales, lo cual se refleja en la infravaloración del agua lixiviada (-17%). La columna C4, en las secciones 30–40 cm y 50–60 cm, presentó rocas de gran tamaño, obteniéndose valores del contenido de humedad en la masa fina muy altos, valores que el PRZM.3.12.2 no puede alcanzar por considerar un suelo homogéneo sin rocas (Figura 42).

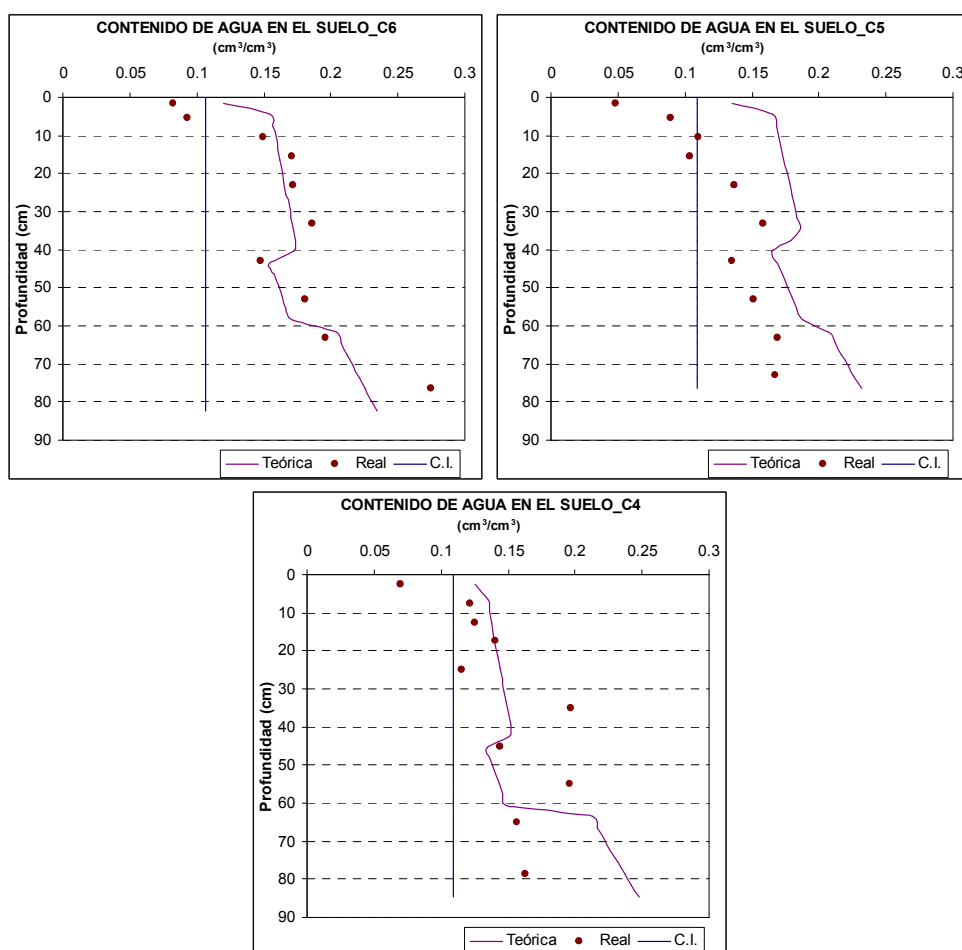


Figura 42. Resultados calibración hidráulica columnas de 100 cm: Perfil real (puntos marrones), Perfil teórico (línea morada), condición inicial C.I. (línea azul).

En las columnas de 40 cm, (Figura 43), el perfil de humedad teórico no tiene una forma similar al perfil real, esto debido a que el modelo PRZM.3.12.2 para longitudes pequeñas y pocos compartimientos, permite un drenaje mucho más rápido prevaleciendo el lixiviado sobre la retención de agua en la columna de suelo.

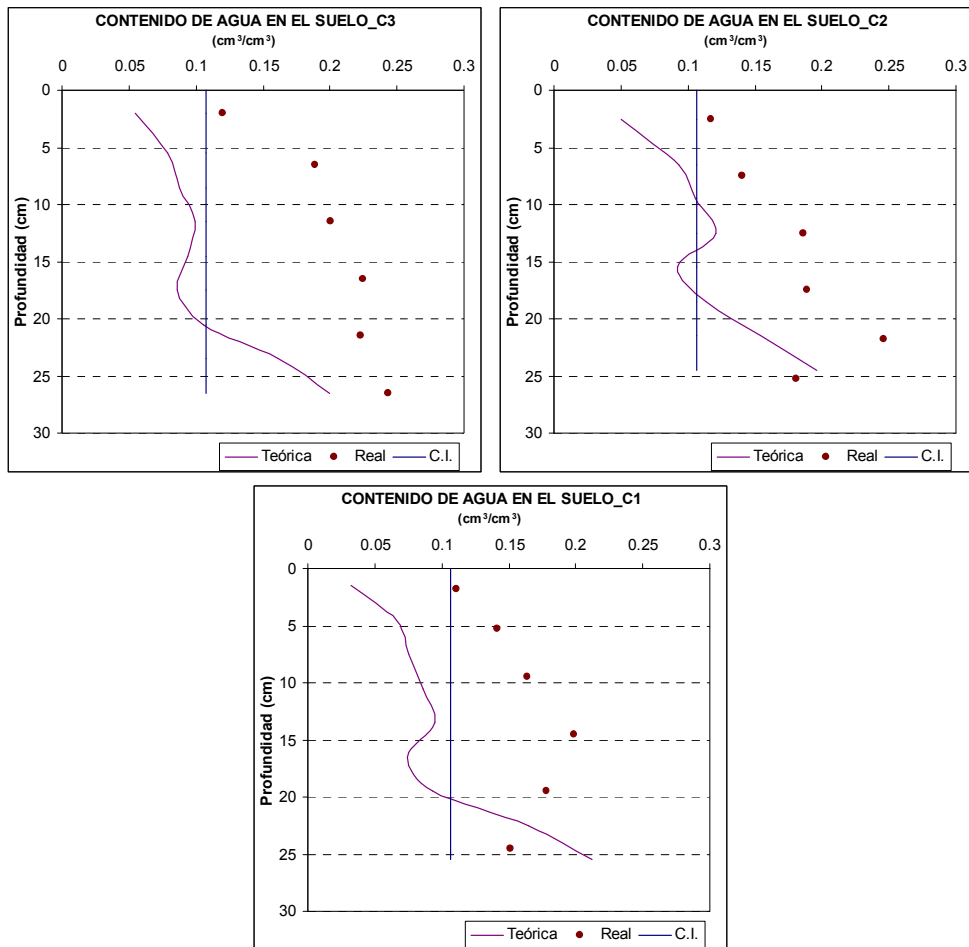


Figura 43. Resultados calibración hidráulica columnas de 40 cm: Perfil real (puntos marrones), Perfil teórico (línea morada), condición inicial C.I. (línea azul).

6.3.2. Calibración del ciclo del nitrógeno.

El ciclo del nitrógeno es muy sensible a diversos factores ambientales. Debido al diseño experimental, la estructura del suelo hace que el efecto de la precipitación sea diferente, tanto en el contenido de humedad como en los procesos del ciclo del nitrógeno, en cada columna. Por este motivo, no se puede encontrar un solo conjunto de variables que calibren las nueve columnas.

A continuación se explica el doble proceso de calibración realizado. El primero respecto a la humedad del suelo al final de las simulaciones y el segundo respecto al porcentaje de gravas presente en la columna.

6.3.2.1. Calibración del ciclo del nitrógeno respecto a la humedad del suelo al final del periodo de simulación.

El ciclo del nitrógeno, como se ha explicado anteriormente, es sensible a diversos factores ambientales. Para tener en cuenta su efecto, la mayoría de los modelos multiplican la constante de cada proceso por una función de respuesta para cada uno de esos factores ambientales. El modelo PRZM.3.12.2 solamente utiliza una función de respuesta a la temperatura del suelo (ver apartado 3.4), sin tener en cuenta uno de los factores más importantes, la humedad del suelo. Para tratar de salvar esta deficiencia y aunque la humedad del suelo varía día a día, se encontró una relación entre las diferentes constantes del ciclo del nitrógeno y el contenido de humedad del suelo al final de las experimentaciones. Esta relación matemática se puede utilizar, para suelos que hallan sido sometidos a un régimen de lluvias y durante un intervalo de tiempo similares al de estos ensayos, solamente conociendo la humedad después de dicho periodo de tiempo.

La mineralización se calibró por medio de una ecuación exponencial decreciente respecto a la humedad, comenzando con valores alrededor de la constante de mineralización propuesta por Navarro (2003): $K_{MIN} = 0.000925 \text{ d}^{-1}$, subvalorándose en gran cantidad la mineralización. Aunque se aumentara esta constante hasta valores muy cercanos a la unidad, el error se mantenía constante. Esto es debido a la baja fracción lábil del nitrógeno orgánico utilizado (10%), la cual ocasiona el rápido agotamiento del nitrógeno orgánico disponible para mineralizar. Se incrementó esta fracción hasta encontrar un valor que permitiera mayor mineralización sin provocar lixiviados excesivos de nitrógeno orgánico. Finalmente el valor seleccionado fue el 40%. Se encontró que valores excesivamente altos de la constante de mineralización hacen que el paso de nitrógeno orgánico a amonio y posteriormente a nitratos, sea muy rápido, provocando lixiviados de nitratos muy altos y un lavado tanto del amonio como de los nitratos retenidos en el suelo, debido a que este paso de nitrógeno orgánico es en forma lábil.

Cuando los errores y perfiles del nitrógeno orgánico retenidos en el suelo eran medianamente razonables, se comenzó a afinar las demás constantes.

La nitrificación se calibró por medio de una ecuación tangente hiperbólica creciente (para reflejar la tasa máxima de nitrificación entre -10 y -33 kPa), iniciando con valores propuestos por la literatura por tener menor peso sobre el balance de nitrógeno total. Se comenzó a subir su valor para tratar de disminuir tanto el error del amonio retenido en el suelo como el lixiviado. Valores mayores de 0.65 d^{-1} , producen flujos negativos de amonio,

por lo que el modelo PRZM.3.12.2 cambia arbitrariamente las constantes del ciclo del nitrógeno para evitar esta situación.

Estos flujos negativos se deben a que la isoterma de adsorción de amonio de Freundlich hace que el amonio aportado por la mineralización no sea adsorbido por el suelo y se pierda por medio de la lixiviación. Las simulaciones utilizando la cinética de adsorción/desorción, permiten una mayor adsorción del amonio en el suelo y una disminución en el amonio lixiviado, evitando los flujos negativos de amonio al utilizar valores de la constante de nitrificación mayores que 0.65 d^{-1} . Por este motivo, se utilizará la cinética de adsorción/desorción del amonio con los valores de las constantes KDES y KADS encontrados en el laboratorio (ver apartado 4.3). No se hará diferencia entre el contenido de humedad o el porcentaje de gravas en el suelo, asignándose el mismo valor para todas las columnas, por tener un efecto relativo bajo en las variables de salida del ciclo del nitrógeno, excepto en el amonio lixiviado. Así mismo para evitar flujos negativos y permitir mayor movimiento de amonio, tanto debido a la nitrificación como a la volatilización, el amonio inicial en el suelo se distribuyó como un 90% en forma soluble, que es el que se moviliza y un 10% adsorbido. Este cambio no tiene mayor repercusión en el ciclo del nitrógeno debido al bajo contenido inicial de amonio comparado con el de nitrógeno orgánico.

La desnitrificación se calibró por medio de una ecuación exponencial creciente. Como este proceso sólo afecta a los nitratos, se aumentó al máximo posible para que los errores tanto en el lixiviado como en el retenido de nitratos y en las cantidades desnitrificadas fueran mínimos. Sin embargo, este objetivo no se alcanzó, por lo que se debió disminuir el umbral de la desnitrificación (fracción del contenido de agua en saturación a partir del cual comienza la desnitrificación). El valor del umbral de desnitrificación que mejor ajuste promedio para los tres objetivos de calibración de nitratos, fue 0.01.

La constante de volatilización, tiene un efecto muy bajo sobre todas las variables de estado, excepto para la misma volatilización. Así mismo, las cantidades volatilizadas son muy bajas comparadas con las cantidades desnitrificadas, y como experimentalmente no tenemos forma de estimarla separadamente de la desnitrificación, se asignó inicialmente para el primer horizonte, un valor propio de la literatura igual para todas las columnas (0.081 d^{-1}) y cero para los dos restantes, produciéndose una acumulación de amonio en todo el perfil del suelo y una lixiviación mucho mayores que las reales. Esta situación se intentó resolver de diferentes formas: aumentando la constante de nitrificación, pero llega a un punto donde se presentan flujos negativos de amonio, ya que tiene un efecto relativo muy alto sobre el amonio lixiviado, sin lograrse un buen ajuste. También se varió las constantes de la cinética de adsorción de amonio encontradas en el laboratorio, pero estas tienen un efecto relativo bajo sobre el lixiviado y el retenido de amonio, sin lograr mejorar en gran medida el ajuste.

Finalmente, se modificó la constante de volatilización, que tiene un efecto relativo medio menor que la nitrificación, por lo que disminuye el amonio retenido y lixiviado sin modificar en gran medida las demás variables de salida. El amonio lixiviado y retenido se ajustó mucho mejor utilizando el mismo valor de la constante de volatilización para los tres horizontes.

En la Figura 44, se puede ver la variación de los valores de las diferentes constantes respecto a la humedad. Porcentajes de humedad más bajos de los encontrados inhiben los procesos, por lo que esta relación solo debe utilizarse para humedades entre un valor un poco menor que el punto de marchitez y la capacidad de campo.

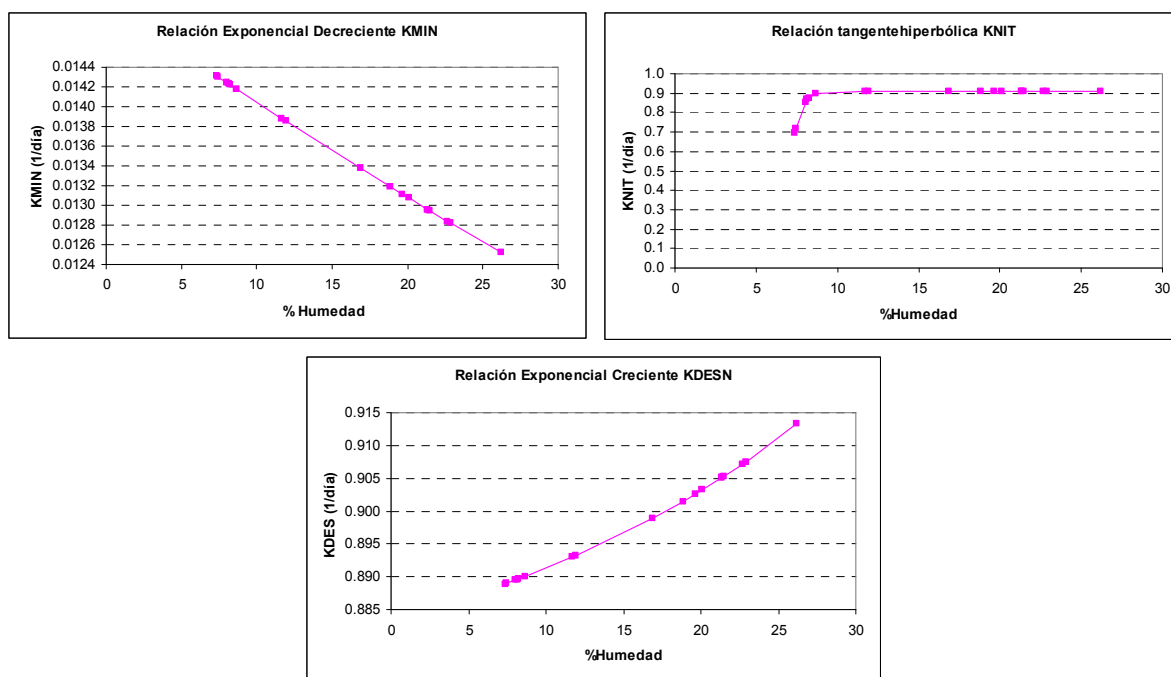


Figura 44. Relación matemática entre las constantes del ciclo del nitrógeno y el porcentaje de humedad al final de los ensayos.

A continuación se muestran los valores de los parámetros a, b, c y d de las ecuaciones de las constantes del ciclo del nitrógeno que produjeron, para todas las columnas, el menor error promedio en las formas lixiviadas, cantidades movilizadas y un perfil del nitrógeno retenido en el suelo similar al real.

Tabla 63. Valores de los parámetros a, b, c y d de las ecuaciones de las constantes del ciclo del nitrógeno KMIN, KNIT y KDES, calibración respecto al porcentaje de humedad al final de las experimentaciones.

| Parámetros | $KMIN=a*\exp(-d*%h-c)-b$ | $KNIT=a*\tanh(d*%h-c)+b$ | $KDES=a*\exp(d*%h-c)+b$ |
|------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------|
| a | 0.016864 | 0.420 | 0.025 |
| b | 0.000184 | 0.490 | 0.868 |
| c | 0.100 | 8.700 | 0.500 |
| d | 0.007 | 1.125 | 0.041 |

En la Tabla 64, Tabla 65 y Tabla 66 se muestran las cantidades lixiviadas, retenidas y transformadas, simuladas y experimentales, obtenidas al simular las nueve columnas experimentales con sus respectivas constantes del ciclo del nitrógeno calibradas. Así mismo, se muestran los errores obtenidos respecto al valor experimental, así:

$$Error = \frac{Kg/ha_{N_{[X]Lix_{Teóricas}}} - Kg/ha_{N_{[X]Lix_{Reales}}}}{Kg/ha_{N_{[X]Lix_{Reales}}}} \quad (185)$$

Donde:

$kg/ha_{N_{[X]Lix_{Teóricas}}$ es la cantidad lixiviada de nitrógeno modelada por el PRZM3 (kg/ha).

$kg/ha_{N_{[X]Lix_{Reales}}$ es la cantidad Real lixiviada de nitrógeno (kg/ha).

El error respecto a las cantidades lixiviadas experimentales de la misma forma nitrogenada no es el mejor criterio para la calibración del modelo PRZM.3.12.2, debido a que las cantidades presentes de una forma nitrogenada en un momento determinado no serán las mismas en otro momento, ya que el ciclo del nitrógeno es muy variable. Por este motivo es mejor realizar la calibración bajo el criterio del Error Respecto al Nitrógeno Total, el cual es el disponible para transformarse, así:

$$Error_{NT} = \frac{Kg/ha_{N_{[X]Lix_{Teóricas}}} - Kg/ha_{N_{[X]Lix_{Reales}}}}{Kg/ha_{NT_{[X]Lix_{Reales}}}} \quad (186)$$

Donde:

$kg/ha_{NT_{Lix_{Reales}}$ es la cantidad Real lixiviada de Nitrógeno Total (kg NT/ha).

Las columnas de 40 cm (Tabla 64) presentaron errores en los nitratos lixiviados respecto al nitrógeno total muy altos, entre el 12 y 52%, esto es debido al error producido para estas columnas en la calibración hidráulica; Por el contrario el amonio y el nitrógeno orgánico lixiviados presentaron errores bajos, esto corrobora la hipótesis del error debido a la hidráulica, ya que estas dos formas son menos móviles que los nitratos, por lo tanto les afecta menos los errores producidos en la cantidad de agua lixiviada.

El nitrógeno retenido en el suelo, presentó errores relativos muy altos en el amonio (1827 y 3554%) y también valores considerablemente altos en los nitratos (12 y 38%). Sin embargo, estos errores respecto al nitrógeno total son despreciables, menores del uno por ciento. El error del nitrógeno orgánico retenido en el suelo varía entre el 4 y el 23% respecto al nitrógeno total, valores muy aceptables ya que representa la mayor parte del nitrógeno total

que quedaría disponible para futuros eventos tanto de lixiviación como de mineralización, que es la mayor fuente potencial de amonio y nitratos.

Los procesos del ciclo del nitrógeno ajustan bastante bien, un poco por debajo de los valores experimentales calculados, presentándose la mejor calibración en la mineralización (-7.63 y -10.39% respecto al nitrógeno total), el cual es uno de los objetivos principales de la calibración, ya que el nitrógeno orgánico es la mayor fuente potencial de nitratos.

Tabla 64. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad. Columnas de 40 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental.

| | C1 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
|--|----------------|--------------------|----------------|-------------------------------------|
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 3.66 | 26.17 | -86.01 | -26.82 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 8.77 | 0.75 | 1064.75 | 9.55 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 100.83 | 57.00 | 76.90 | 52.23 |
| N.Org Retenido | 2666.53 | 2154.09 | 23.79 | 23.40 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 14.99 | 0.77 | 1854.74 | 0.65 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 46.78 | 35.03 | 33.52 | 0.54 |
| N_Mineralizado | 65.56 | 86.19 | -23.93 | -7.63 |
| N_Nitrificado | 65.81 | 94.33 | -30.24 | -10.55 |
| Pérdida N Inorgánico | 61.05 | 89.71 | -31.95 | -10.61 |
| | C2 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 3.75 | 27.91 | -86.55 | -22.12 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 9.28 | 0.54 | 1613.61 | 8.00 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 100.45 | 80.78 | 24.34 | 18.00 |
| N.Org Retenido | 2586.22 | 2455.62 | 5.32 | 5.25 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 16.49 | 0.86 | 1827.32 | 0.63 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 43.19 | 31.12 | 38.78 | 0.49 |
| N_Mineralizado | 68.14 | 92.54 | -26.37 | -8.23 |
| N_Nitrificado | 71.04 | 104.30 | -31.89 | -11.21 |
| Pérdida N Inorgánico | 68.02 | 99.78 | -31.83 | -10.71 |
| | C3 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 3.90 | 19.14 | -79.64 | -13.99 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 9.16 | 0.19 | 4680.68 | 8.23 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 103.05 | 89.60 | 15.01 | 12.35 |
| N.Org Retenido | 2792.19 | 2684.47 | 4.01 | 3.95 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 16.18 | 0.44 | 3554.41 | 0.58 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 44.76 | 39.84 | 12.34 | 0.18 |
| N_Mineralizado | 65.20 | 96.55 | -32.47 | -10.39 |
| N_Nitrificado | 66.50 | 106.03 | -37.28 | -13.10 |
| Pérdida N Inorgánico | 62.70 | 99.13 | -36.75 | -12.07 |

Las columnas de 100 cm (Tabla 65) también presentaron errores relativos altos en el amonio lixiviado, entre 1106 y 1699%, siendo esto de poca importancia ya que respecto al nitrógeno total son bajos (entre 5.60 y 7.69%). Así mismo, los nitratos lixiviados en las columnas de 100 cm presentaron un error relativo bajo entre -17 y 12% (-14.52 y 9.90%

respecto al Nitrógeno Total). El nitrógeno orgánico presentó errores negativos cercanos al -85% (entre -17.52 y -12.96% respecto al Nitrógeno Total).

Tabla 65. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad. Columnas de 100 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental.

| | C4 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
|--|----------------|--------------------|----------------|-------------------------------------|
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 2.38 | 16.19 | -85.29 | -17.52 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 6.50 | 0.44 | 1369.60 | 7.69 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 69.99 | 62.19 | 12.55 | 9.90 |
| N.Org Retenido | 8241.81 | 6395.58 | 28.87 | 28.26 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 40.52 | 3.57 | 1036.32 | 0.57 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 97.31 | 133.00 | -26.84 | -0.55 |
| N_Mineralizado | 63.57 | 81.56 | -22.06 | -7.24 |
| N_Nitrificado | 61.72 | 84.97 | -27.36 | -9.35 |
| Pérdida N_Inorgánico | 63.21 | 81.99 | -22.90 | -7.55 |
| | C5 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 2.29 | 15.19 | -84.91 | -14.51 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 5.99 | 0.33 | 1699.04 | 6.36 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 65.28 | 73.35 | -11.01 | -9.08 |
| N.Org Retenido | 7527.33 | 5792.49 | 29.95 | 29.24 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 36.22 | 3.08 | 1076.72 | 0.56 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 74.13 | 138.42 | -46.45 | -1.08 |
| N_Mineralizado | 61.34 | 90.63 | -32.32 | -10.69 |
| N_Nitrificado | 59.34 | 93.99 | -36.87 | -12.64 |
| Pérdida N_Inorgánico | 61.12 | 89.50 | -31.70 | -10.35 |
| | C6 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 2.26 | 14.67 | -84.59 | -12.96 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 5.84 | 0.48 | 1106.44 | 5.60 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 66.68 | 80.58 | -17.25 | -14.52 |
| N.Org Retenido | 8367.17 | 6949.07 | 20.41 | 20.05 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 37.64 | 2.39 | 1473.63 | 0.50 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 85.03 | 119.87 | -29.07 | -0.49 |
| N_Mineralizado | 62.34 | 98.26 | -36.55 | -12.12 |
| N_Nitrificado | 59.84 | 100.93 | -40.72 | -13.86 |
| Pérdida N_Inorgánico | 61.19 | 97.23 | -37.07 | -12.16 |

Respecto al nitrógeno retenido en el suelo, se presentaron errores relativos en el amonio altos (1036 y 1473%) e igualmente, valores negativos un poco altos en los nitratos (-46 y -26%), sin embargo, estos errores respecto al nitrógeno total son muy bajos, cercanos al uno por ciento. El error del nitrógeno orgánico retenido en el suelo varía entre 20.05 y 29.24% respecto al nitrógeno total, valores muy aceptables, lo cual indica que es una calibración, desde el punto de vista de la seguridad, buena porque no se subvalora el nitrógeno total que quedaría disponible para eventos futuros de mineralización, nitrificación y posterior lixiviación en forma de nitratos que sería el mayor problema ambiental.

Los procesos del ciclo del nitrógeno han sido un poco subvalorados, presentándose los mayores errores en la nitrificación (-13.86% respecto al nitrógeno total en la columna C6).

Como se puede ver en la Tabla 66, las columnas de 160 cm, presentaron errores respecto al nitrógeno total en el amonio y en el nitrógeno orgánico lixiviado muy aceptables. Los nitratos presentaron un error un poco más elevado, presentando la columna C8 el mayor error en el lixiviado (-30.63% respecto al nitrógeno total).

Tabla 66. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad columnas de 160 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental.

| | C7 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
|--|----------------|--------------------|----------------|-------------------------------------|
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 1.71 | 7.62 | -77.60 | -9.21 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 4.58 | 0.40 | 1041.85 | 6.52 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 68.60 | 56.17 | 22.13 | 19.37 |
| N.Org Retenido | 13337.32 | 10297.94 | 29.51 | 28.84 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 58.86 | 8.17 | 620.89 | 0.48 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 163.43 | 231.01 | -29.25 | -0.64 |
| N_Mineralizado | 55.99 | 63.07 | -11.22 | -3.73 |
| N_Nitrificado | 53.44 | 64.91 | -17.67 | -6.05 |
| Pérdida N Inorgánico | 54.34 | 61.64 | -11.84 | -3.85 |
| | C8 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 0.71 | 7.30 | -90.26 | -13.16 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 2.08 | 0.45 | 366.26 | 3.26 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 26.99 | 42.33 | -36.24 | -30.63 |
| N.Org Retenido | 12604.81 | 10638.10 | 18.49 | 17.97 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 55.62 | 11.16 | 398.46 | 0.41 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 121.67 | 293.37 | -58.53 | -1.57 |
| N_Mineralizado | 59.94 | 57.81 | 3.69 | 1.24 |
| N_Nitrificado | 57.05 | 59.48 | -4.10 | -1.42 |
| Pérdida N Inorgánico | 59.45 | 54.82 | 8.45 | 2.69 |
| | C9 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 0.75 | 3.77 | -79.98 | -6.61 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 2.14 | 0.24 | 777.21 | 4.15 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 31.15 | 41.59 | -25.10 | -22.89 |
| N.Org Retenido | 13683.33 | 12752.85 | 7.30 | 7.11 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 60.16 | 5.95 | 911.39 | 0.41 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 132.87 | 332.07 | -59.99 | -1.52 |
| N_Mineralizado | 58.32 | 71.00 | -17.86 | -5.95 |
| N_Nitrificado | 56.00 | 73.35 | -23.65 | -8.14 |
| Pérdida N Inorgánico | 58.50 | 68.77 | -14.94 | -4.82 |

El nitrógeno orgánico retenido presentó un error bajo, exceptuando la columna C7 (28.84% respecto al nitrógeno total) que obtuvo el mayor error de todas las columnas. El amonio y los nitratos presentaron valores aceptables, alrededor del uno por ciento respecto al nitrógeno total.

Las columnas de 160 cm, presentaron el menor error promedio en los procesos del ciclo del nitrógeno de todas las columnas. El mayor error en la nitrificación se presentó en la columna C9 de dosis alta y granulometría fina (-8.14 % respecto al nitrógeno total transformado).

Los nitratos se encuentran disueltos en el agua y están disponibles para ser lavados hacia el acuífero. Por esta razón, al analizar el contenido en el suelo no es correcto presentarlo en kilogramos por hectárea y longitud de la columna como se representan el amonio y el nitrógeno orgánico, los cuales se encuentran retenidos en la matriz de suelo. Por este motivo, los nitratos se representan en miligramos contenidos en la humedad del suelo en el momento de desmontar las columnas.

A continuación se muestran los perfiles de las formas nitrogenadas retenidas teóricas calibradas y experimentales en el suelo para la columna C3 de granulometría fina y dosis media:

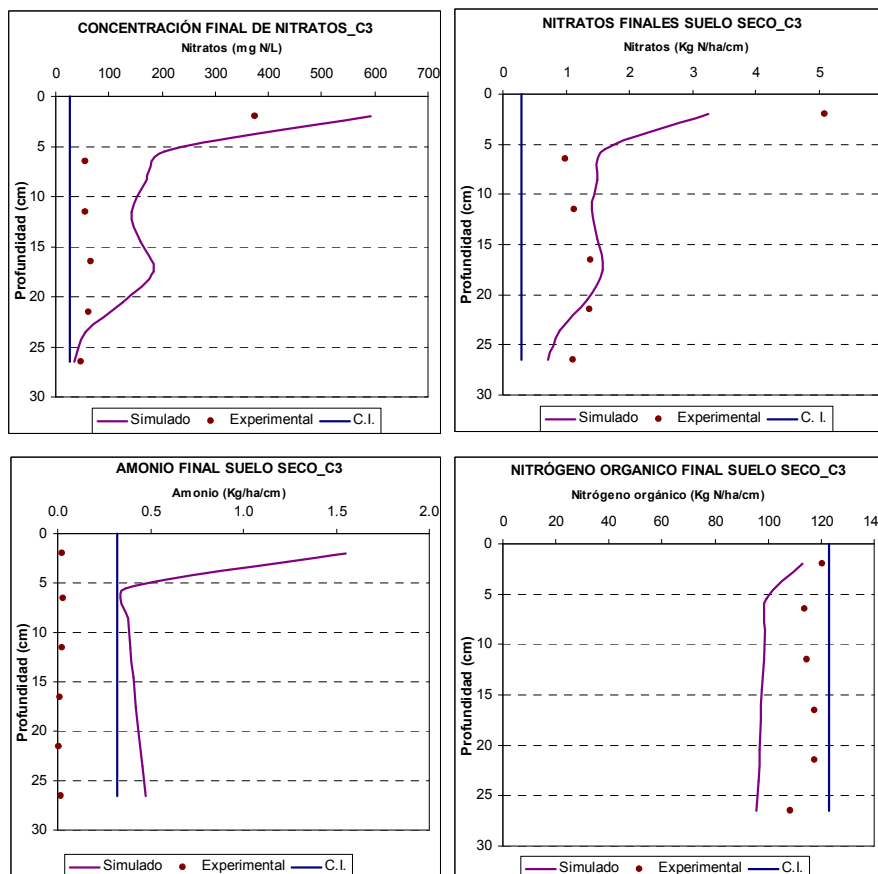


Figura 45. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad, columna C3 fina de 40 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo.

En la columna de 40 cm fina (Figura 45), el perfil simulado de la concentración de nitratos retenida en la humedad del suelo es similar a la real exceptuando la primera capa, donde el modelo PRZM.3.12.2 reproduce una acumulación debida tanto a la mineralización del nitrógeno orgánico y posterior nitrificación como al aporte debido al purín, mayor que la real. Así mismo, el amonio simulado presenta una acumulación mayor que la real en toda la columna. El perfil del nitrógeno orgánico teórico es similar en forma al real, pero retiene mucha menos cantidad que el real. Al parecer el modelo PRZM.3.12.2, aunque presenta errores respecto al nitrógeno total relativamente buenos, no es capaz de reflejar bien los procesos de retención y lixiviación de amonio en columnas de poca longitud, produciendo una mayor acumulación de amonio que la ocurrida en la realidad. Las columnas C1 y C2 de longitud 40 cm presentan perfiles similares, ver anexo 2.

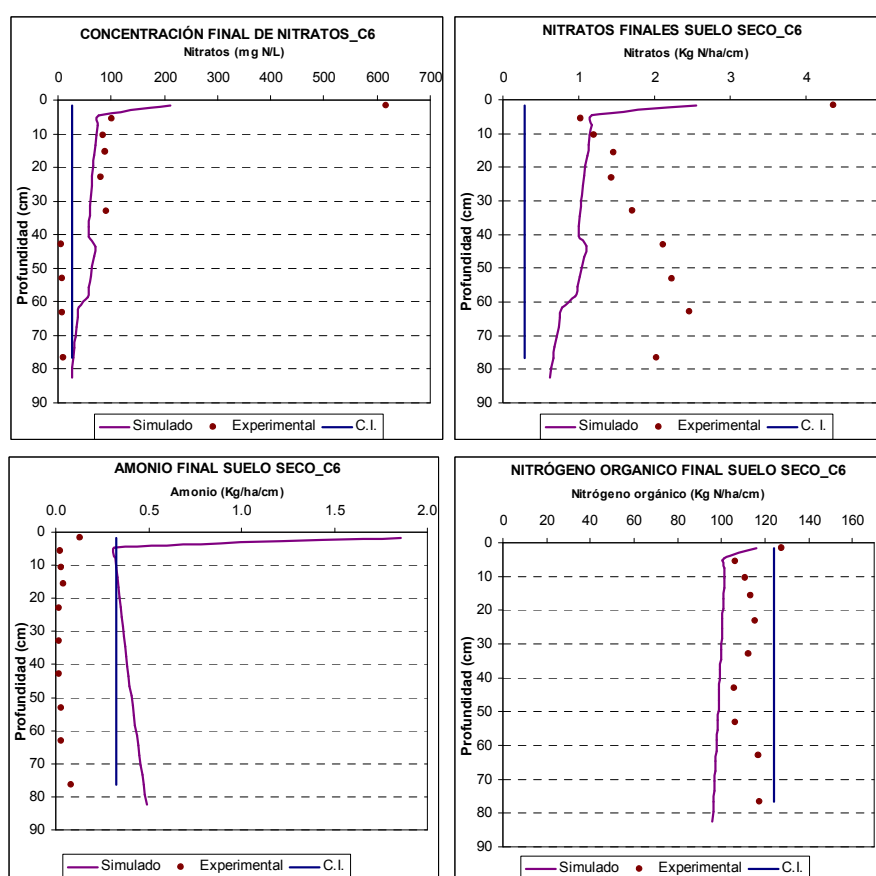


Figura 46. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad, columna C6 fina de 100 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo.

En la Figura 46 se ve como el perfil de la concentración de nitratos retenidos en la humedad del suelo para la columna C6 (para la C4 y C5, ver anexo 2), son muy similares a los experimentales, exceptuando la primera capa donde se acumula menos nitratos. El amonio retenido, también es mucho mayor que los valores reales. El nitrógeno orgánico teórico

presenta una menor acumulación respecto a los valores experimentales, pero esta diferencia respecto a la cantidad total retenida en el suelo es pequeña.

Al igual que en las columnas de 100 cm, se ve como los perfiles de nitratos retenidos en el suelo para la columna C9 de 160 cm (ver Figura 47 y para la C7 y C8, ver anexo 2), son muy similares a los experimentales, presentándose una acumulación de nitratos mucho menor en la primera capa. Así mismo, el amonio retenido en el suelo es mayor que el experimental. El perfil del nitrógeno orgánico retenido es muy similar al experimental, siendo un poco menor la cantidad retenida.

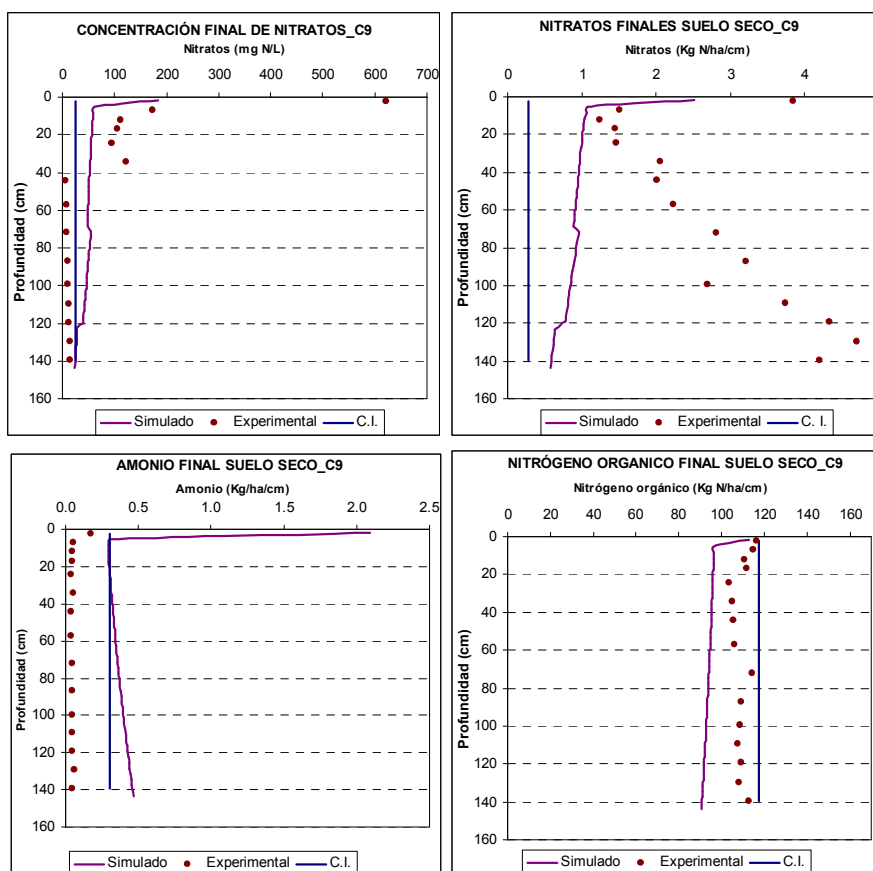


Figura 47. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de humedad, columna C9 fina de 160 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo.

6.3.2.2. Calibración del ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas dentro de la columna.

Debido a que la humedad no es constante en el tiempo, se realizó otra calibración basada en una característica del suelo constante en el tiempo y fácil de establecer como es el porcentaje de gravas presente en el suelo. Se encontró una relación entre las diferentes

constantes del ciclo del nitrógeno y el porcentaje de gravas o material que no participa en los procesos del ciclo del nitrógeno.

La mineralización se calibró por medio de una ecuación exponencial creciente respecto al porcentaje de gravas, comenzando con valores alrededor de los valores calibrados respecto al porcentaje de humedad.

Cuando el error obtenido y el perfil del nitrógeno orgánico retenido en el suelo eran medianamente razonables, se comenzó a afinar las demás constantes. La desnitrificación se calibró por medio de una ecuación exponencial decreciente y la nitrificación con una tangente hiperbólica creciente, iniciando también con valores alrededor de los encontrados para la calibración respecto a la humedad.

La constante de volatilización, por ser una variable que afecta principalmente a la volatilización y las cantidades movilizadas con este proceso son tan bajas, no se calibró según el porcentaje de gravas, sino que se utilizó el valor asignado en la calibración según el porcentaje de humedad. Así mismo, a las constantes de la cinética de adsorción del amonio se les asignaron los valores encontrados en el laboratorio (ver apartado 4.3).

En la Figura 48, se puede ver la variación de los valores de las diferentes constantes calibradas respecto al porcentaje de gravas.

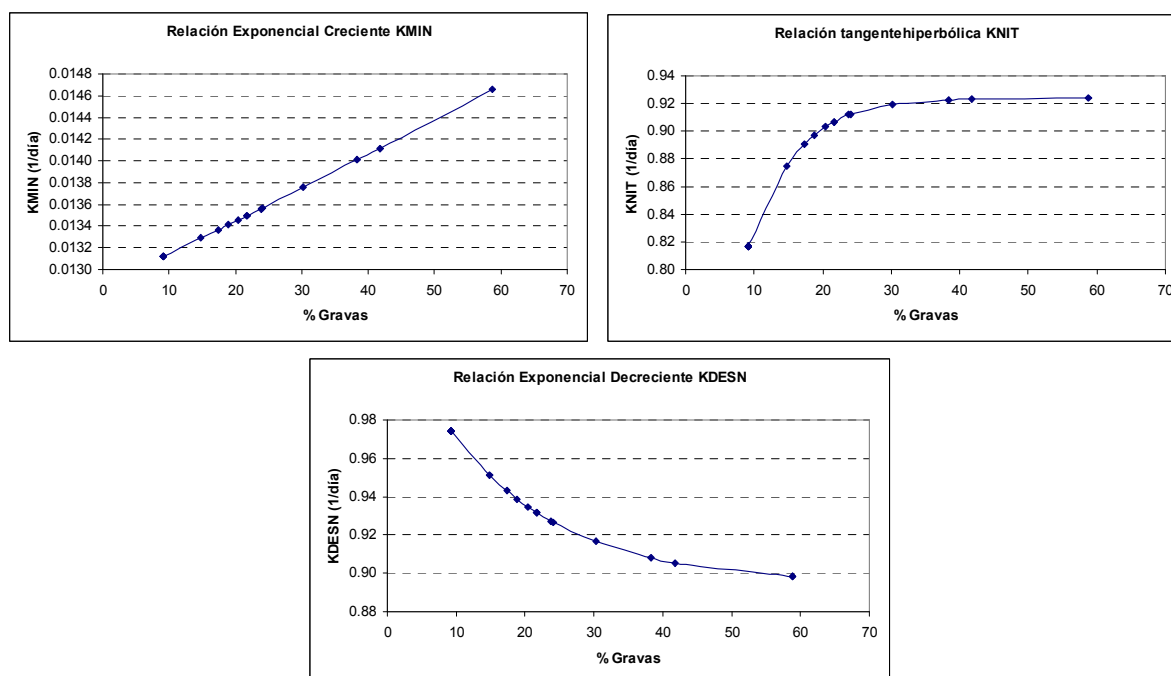


Figura 48. Relación matemática entre las constantes del ciclo del nitrógeno y el porcentaje de gravas o material no activo en los procesos del ciclo del nitrógeno.

A continuación se muestran los valores de los parámetros a, b, c y d de las ecuaciones de las constantes del ciclo del nitrógeno que produjeron, para todas las columnas, el menor error promedio en el nitrógeno lixiviado y transformado y un perfil del nitrógeno retenido en el suelo similar al real.

Tabla 67. Valores de los parámetros a, b, c y d de las ecuaciones de las constantes del ciclo del nitrógeno KMIN, KNIT y KDES, calibración respecto al porcentaje de gravas.

| Parámetros | $KMIN=a*\exp(d* \%R-c)+b$ | $KNIT=a*\tanh(d* \%R-c)+b$ | $KDES=a*\exp(-d* \%R-c)+b$ |
|------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|
| a | 0.021889 | 0.252 | 0.155 |
| b | 0.000116 | 0.672 | 0.894 |
| c | 0.541 | 0.100 | 0.100 |
| d | 0.00225 | 0.082 | 0.061 |

En la Tabla 68, Tabla 69 y Tabla 70 se muestran las cantidades lixiviadas, retenidas y transformadas, simuladas y experimentales, obtenidas al simular las nueve columnas experimentales con sus respectivas constantes del ciclo del nitrógeno calibradas. Así mismo, se muestran los errores obtenidos respecto al valor experimental.

Las columnas de 40 cm presentaron errores en los nitratos lixiviados respecto al nitrógeno total un poco menores a los obtenidos con la calibración respecto al porcentaje de Humedad, entre el 8.64 y 52.74%; Igualmente, los errores en el amonio y el nitrógeno orgánico lixiviados respecto al nitrógeno total fueron bajos y similares a los obtenidos con la calibración anterior.

Respecto al nitrógeno retenido en el suelo, al igual que en la calibración respecto al porcentaje de humedad, presentaron errores relativos muy altos en el amonio y en los nitratos, siendo estos últimos menores en la calibración respecto al porcentaje de gravas. Sin embargo, estos errores respecto al nitrógeno total son muy bajos. El error del nitrógeno orgánico retenido en el suelo respecto al nitrógeno total varía entre 3.29 y 22.43 %, valores muy aceptables.

Al igual que en la calibración según el porcentaje de humedad, los procesos del ciclo del nitrógeno, son un poco menores que los calculados a partir de los datos experimentales, presentándose errores respecto al nitrógeno total transformado muy bajos (-12.86%, máximo error en el nitrógeno transformado, columna C3 en la nitrificación).

Tabla 68. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas columnas de 40 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha/columna) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental.

| | C1 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
|--|----------------|--------------------|----------------|-------------------------------------|
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 3.64 | 26.17 | -86.09 | -26.85 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 9.08 | 0.75 | 1106.13 | 9.93 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 101.26 | 57.00 | 77.66 | 52.74 |
| N.Org Retenido | 2645.31 | 2154.09 | 22.80 | 22.43 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 15.19 | 0.77 | 1879.95 | 0.66 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 46.51 | 35.03 | 32.75 | 0.52 |
| N_Mineralizado | 67.49 | 86.19 | -21.70 | -6.92 |
| N_Nitrificado | 67.56 | 94.33 | -28.38 | -9.91 |
| Pérdida N Inorgánico | 62.89 | 89.71 | -29.89 | -9.92 |
| | C2 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 3.74 | 27.91 | -86.59 | -22.13 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 9.63 | 0.54 | 1677.89 | 8.32 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 97.84 | 80.78 | 21.11 | 15.61 |
| N.Org Retenido | 2576.92 | 2455.62 | 4.94 | 4.88 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 16.71 | 0.86 | 1852.97 | 0.64 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 42.21 | 31.12 | 35.61 | 0.45 |
| N_Mineralizado | 69.02 | 92.54 | -25.42 | -7.93 |
| N_Nitrificado | 71.75 | 104.30 | -31.21 | -10.97 |
| Pérdida N Inorgánico | 69.18 | 99.78 | -30.67 | -10.32 |
| | C3 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 3.87 | 19.14 | -79.78 | -14.02 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 10.53 | 0.19 | 5399.74 | 9.49 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 99.01 | 89.60 | 10.50 | 8.64 |
| N.Org Retenido | 2774.23 | 2684.47 | 3.34 | 3.29 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 17.66 | 0.44 | 3889.70 | 0.63 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 42.31 | 39.84 | 6.19 | 0.09 |
| N_Mineralizado | 66.77 | 96.55 | -30.85 | -9.87 |
| N_Nitrificado | 67.23 | 106.03 | -36.60 | -12.86 |
| Pérdida N Inorgánico | 64.60 | 99.13 | -34.83 | -11.44 |

Las columnas de 100 cm (ver Tabla 69), presentaron al igual que en la calibración respecto al porcentaje de humedad, errores relativos en el amonio lixiviado muy altos, entre 1260 y 1757%, siendo esto de poca importancia ya que respecto al nitrógeno total son bajos (entre 6.38 y 7.61%). Con respecto a los nitratos, la columna C6 de textura fina y dosis baja, también obtuvo un error relativo en los nitratos lixiviados alto -23.59% (-19.86% respecto al Nitrógeno Total), las otras dos columnas obtuvieron valores muy aceptables, alrededor del 8%. El nitrógeno orgánico también presentó errores negativos bajos respecto al nitrógeno total, entre el -17 y -12% respecto al nitrógeno total.

El nitrógeno retenido en el suelo, presentó errores relativos en el amonio altos (1024 y 1632%) e igualmente, valores negativos un poco altos en los nitratos (-47 y -28%), sin embargo, estos errores respecto al nitrógeno total son muy bajos, alrededor del uno por ciento.

El error del nitrógeno orgánico retenido en el suelo varía entre 19.66 y 28.34% respecto al nitrógeno total, valores muy aceptables.

Al igual que en la calibración según el porcentaje de humedad, los procesos del ciclo del nitrógeno, son un poco menores que los calculados a partir de los datos experimentales, presentándose errores respecto al nitrógeno total transformado muy bajos, entre -13.79% (nitrógeno nitrificado, columna C6) y -7.24% (nitrógeno mineralizado, columna C4).

Tabla 69. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas columnas de 100 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha/columna) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental y respecto al Nitrógeno Total experimental.

| | C4 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
|--|----------------|--------------------|----------------|-------------------------------------|
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 2.38 | 16.19 | -85.29 | -17.52 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 6.44 | 0.44 | 1354.92 | 7.61 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 68.54 | 62.19 | 10.22 | 8.06 |
| N.Org Retenido | 8241.81 | 6395.58 | 28.87 | 28.26 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 40.12 | 3.57 | 1024.95 | 0.56 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 95.54 | 133.00 | -28.17 | -0.57 |
| N_Mineralizado | 63.57 | 81.56 | -22.06 | -7.24 |
| N_Nitrificado | 61.79 | 84.97 | -27.29 | -9.33 |
| Pérdida N Inorgánico | 63.33 | 81.99 | -22.76 | -7.51 |
| | C5 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 2.27 | 15.19 | -85.04 | -14.54 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 6.19 | 0.33 | 1757.91 | 6.59 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 65.71 | 73.35 | -10.42 | -8.60 |
| N.Org Retenido | 7474.02 | 5792.49 | 29.03 | 28.34 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 36.12 | 3.08 | 1073.30 | 0.56 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 73.05 | 138.42 | -47.23 | -1.10 |
| N_Mineralizado | 63.00 | 90.63 | -30.49 | -10.08 |
| N_Nitrificado | 60.98 | 93.99 | -35.12 | -12.04 |
| Pérdida N Inorgánico | 62.82 | 89.50 | -29.81 | -9.73 |
| | C6 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 2.25 | 14.67 | -84.66 | -12.98 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 6.59 | 0.48 | 1260.24 | 6.38 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 61.57 | 80.58 | -23.59 | -19.86 |
| N.Org Retenido | 8339.33 | 6949.07 | 20.01 | 19.66 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 41.44 | 2.39 | 1632.34 | 0.55 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 78.90 | 119.87 | -34.18 | -0.58 |
| N_Mineralizado | 63.15 | 98.26 | -35.73 | -11.85 |
| N_Nitrificado | 60.04 | 100.93 | -40.51 | -13.79 |
| Pérdida N Inorgánico | 62.20 | 97.23 | -36.03 | -11.82 |

Las columnas de 160 cm (ver Tabla 70), presentaron errores promedio tanto relativos como respecto al nitrógeno total en las tres formas nitrogenadas lixiviadas muy similares a los obtenidos con la calibración respecto al porcentaje de humedad. La columna C8 presentó el mayor error en el lixiviado de nitratos (-33.61 % respecto al nitrógeno total). El amonio presentó un error relativo alto, entre 369 y 1096% (3.29 y 6.86% respecto al nitrógeno total).

Respecto al nitrógeno orgánico retenido el error fue bajo, exceptuando la columna C7 (28.84% respecto al nitrógeno total) que obtuvo el mayor error de todas las columnas. El amonio y los nitratos presentaron errores muy bajos, alrededor del uno por ciento respecto al nitrógeno total.

Las columnas de 160 cm, presentaron el menor error promedio en los procesos del ciclo del nitrógeno de todas las columnas. Presentándose el mayor error en la nitrificación en la columna C9 de dosis alta y granulometría fina (-8.04 % respecto al nitrógeno total transformado).

Tabla 70. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas columnas de 160 cm: Cantidades lixiviadas (kg/ha), retenidas (kg/ha) y transformadas (kg/ha/columna) simuladas y experimentales, errores respecto al valor experimental y errores respecto al Nitrógeno Total experimental.

| | C7 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
|--|----------------|--------------------|----------------|-------------------------------------|
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 1.68 | 7.62 | -77.99 | -9.25 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 4.80 | 0.40 | 1096.54 | 6.86 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 73.40 | 56.17 | 30.68 | 26.85 |
| N.Org Retenido | 13187.15 | 10297.94 | 28.06 | 27.42 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 59.10 | 8.17 | 623.80 | 0.48 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 164.99 | 231.01 | -28.58 | -0.63 |
| N_Mineralizado | 58.41 | 63.07 | -7.38 | -2.45 |
| N_Nitrificado | 55.78 | 64.91 | -14.07 | -4.82 |
| Pérdida N_Inorgánico | 56.67 | 61.64 | -8.06 | -2.62 |
| | C8 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 0.71 | 7.30 | -90.26 | -13.16 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 2.10 | 0.45 | 369.62 | 3.29 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 25.50 | 42.33 | -39.76 | -33.61 |
| N.Org Retenido | 12604.81 | 10638.10 | 18.49 | 17.97 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 55.32 | 11.16 | 395.78 | 0.40 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 117.37 | 293.37 | -59.99 | -1.61 |
| N_Mineralizado | 59.94 | 57.81 | 3.69 | 1.24 |
| N_Nitrificado | 57.08 | 59.48 | -4.05 | -1.40 |
| Pérdida N_Inorgánico | 59.56 | 54.82 | 8.65 | 2.76 |
| | C9 | | | Error Respecto N.T. (Vt-Vr)/VrNT |
| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error Relativo | |
| N.Org Lixiviado | 0.75 | 3.77 | -80.08 | -6.62 |
| NH ₄ ⁺ Lixiviado | 2.40 | 0.24 | 883.57 | 4.72 |
| NO ₃ ⁻ Lixiviado | 28.08 | 41.59 | -32.48 | -29.62 |
| N.Org Retenido | 13639.75 | 12752.85 | 6.95 | 6.77 |
| NH ₄ ⁺ Retenido | 66.12 | 5.95 | 1011.57 | 0.46 |
| NO ₃ ⁻ Retenido | 123.10 | 332.07 | -62.93 | -1.60 |
| N_Mineralizado | 59.05 | 71.00 | -16.83 | -5.61 |
| N_Nitrificado | 56.20 | 73.35 | -23.37 | -8.04 |
| Pérdida N_Inorgánico | 59.35 | 68.77 | -13.70 | -4.42 |

A continuación se muestran los perfiles de las formas nitrogenadas retenidas en el suelo, tanto teórico como experimental para la columna C3 de granulometría fina y dosis media:

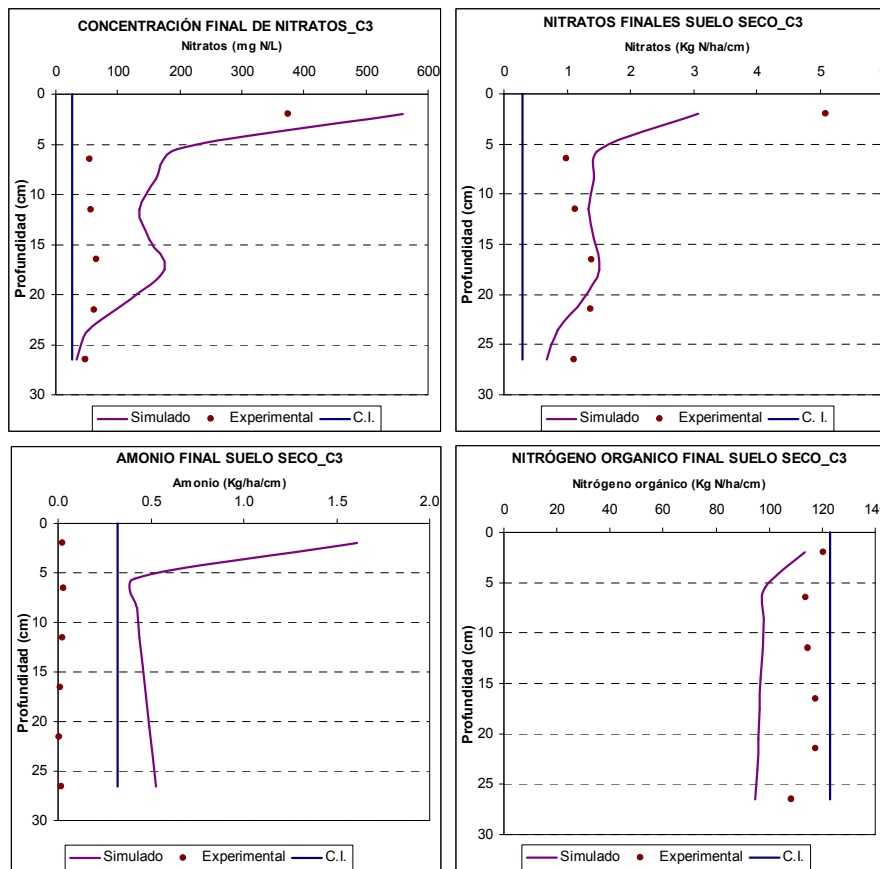


Figura 49. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas, columna C3 fina de 40 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo.

Al igual que en la calibración respecto a la humedad, en la columna de 40 cm fina (Figura 49), el perfil simulado de la concentración de nitratos retenida en la humedad del suelo es similar al real exceptuando la primera capa, que es mucho mayor. También el perfil del nitrógeno orgánico teórico es similar al real, presentando una acumulación en todo el perfil, menor que la situación real. Con respecto al amonio, el modelo PRZM.3.12.2, aunque presenta errores respecto al nitrógeno total muy bajos, no es capaz de reflejar bien los procesos de retención y lixiviación de amonio en columnas de poca longitud, produciendo una mayor acumulación de amonio que la ocurrida en la realidad. Las columnas C1 y C2 de longitud 40 cm presentan perfiles similares, ver anexo 2.

En la Figura 50, se ve como los perfiles de nitratos retenidos en el suelo para la columna C6 (para la C4 y C5, ver anexo 2), son muy similares a los experimentales, exceptuando la primera y la última capa, donde se acumula menos nitratos. El amonio retenido en el suelo es mucho mayor que el real, pero dada las magnitudes retenidas, este

error no es muy importante. El nitrógeno orgánico teórico presenta una acumulación un poco menor respecto a los valores experimentales, pero esta diferencia respecto a la cantidad total retenida en el suelo se puede pensar que es irrelevante.

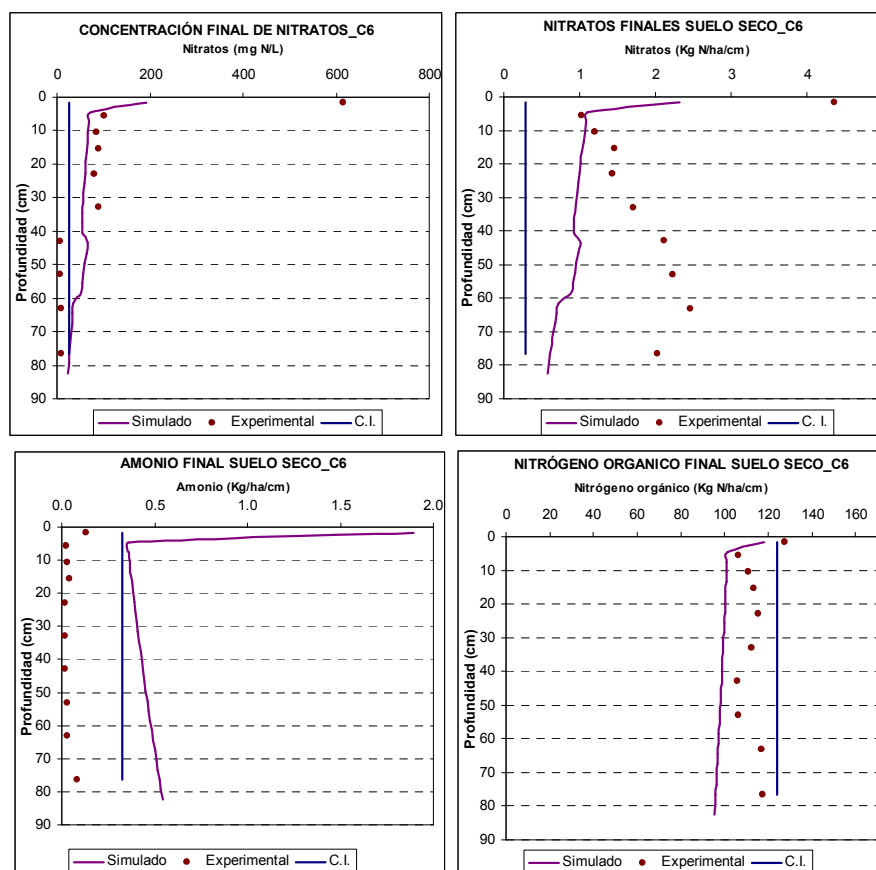


Figura 50. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas, columna C6 fina de 100 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación (kg N/ha/cm) y concentración de nitratos contenida en la humedad del suelo..

En la Figura 51, se ve como la columna C9 presenta un perfil de la concentración de nitratos retenidos en la humedad del suelo (para la C7 y C8, ver anexo 2) similares a los experimentales, presentándose una menor acumulación en la primera y en la última capa. El perfil del nitrógeno orgánico retenido es similar al experimental, siendo al igual que en la calibración respecto a la humedad, menor que el real. El amonio retenido en el suelo es mayor que el real.

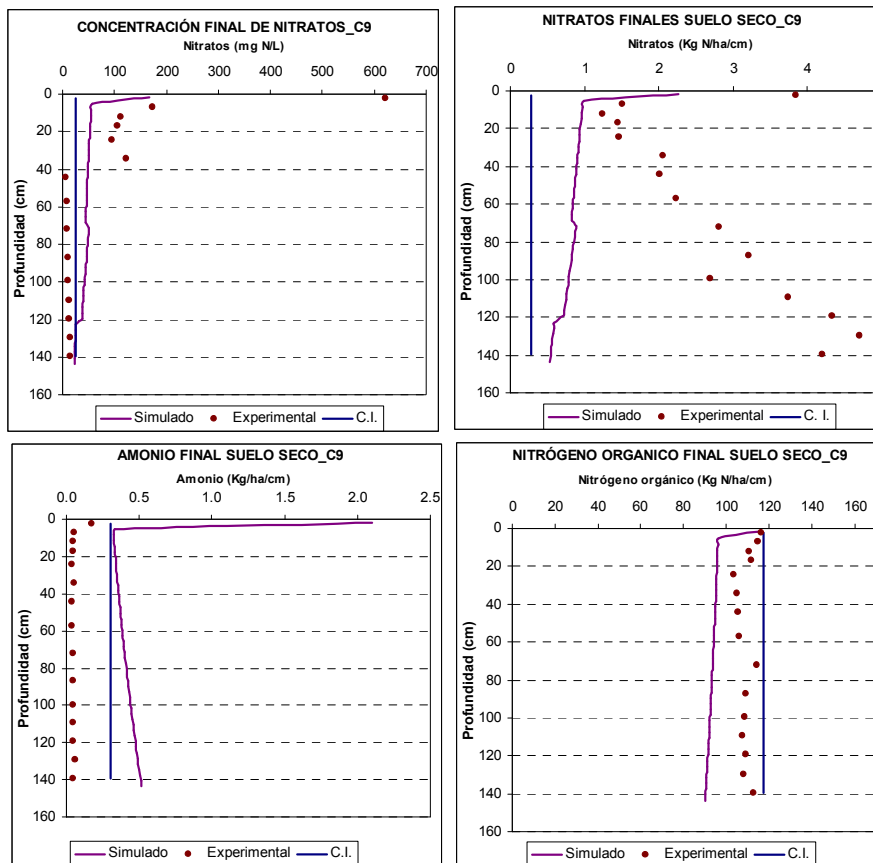


Figura 51. Resultados calibración ciclo del nitrógeno respecto al porcentaje de gravas, columna C9 fina de 160 cm: Perfiles experimentales y teóricos de Nitratos, Amonio y Nitrógeno Orgánico retenidos en el suelo al final de la experimentación.

6.4. ANÁLISIS DE LA CALIBRACIÓN.

Ambas calibraciones presentan errores promedios muy similares (ver Tabla 71), sin embargo pese a que el porcentaje de gravas tiene una mayor dispersión (63.37 %), las constantes de mineralización y nitrificación, presentan menor dispersión que las obtenidas con la calibración respecto al porcentaje de Humedad (ver Tabla 72).

Los valores de las constantes que se emplean para modelar el ciclo del nitrógeno difieren significativamente en función de la complejidad de los diferentes modelos (uso de diferentes funciones de respuesta a condiciones ambientales) y de la metodología experimental empleada para su determinación. Así mismo, numerosos estudios han tratado de relacionar el nitrógeno disponible para transformarse (N_o) con propiedades del suelo, condiciones ambientales y practicas agrícolas como fertilización, labranza y aplicación de residuos orgánicos. Como consecuencia, los resultados de diferentes estudios son difíciles de comparar debido a las variaciones en los procedimientos operacionales (principalmente

temperatura y duración de la incubación) y la confusión de efectos entre N_o y k inherentes al procedimiento clásico de ajuste, (Wang, Smith y Chen, 2003).

Tabla 71. Errores promedio respecto al Nitrógeno Total en las columnas experimentales: calibración respecto al porcentaje de humedad y al porcentaje de gravas.

| | Error Respecto Nitrógeno Total (%) | | | |
|---|---|--------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| | Calibración % Humedad | | Calibración % Gravas | |
| | Promedio | Promedio absoluto | Promedio | Promedio absoluto |
| N.Org_Lixiviado | -15.21 | 15.21 | -15.23 | 15.23 |
| NH₄⁺_Lixiviado | 6.60 | 6.60 | 7.02 | 7.02 |
| NO₃⁻_Lixiviado | 3.86 | 21.00 | 2.25 | 22.62 |
| Agua Lixiviada | 2.14 | 15.62 | 2.14 | 15.62 |
| N.Org_Retenido | 18.23 | 18.23 | 17.67 | 17.67 |
| NH₄⁺_Retenido | 0.53 | 0.53 | 0.55 | 0.55 |
| NO₃⁻_Retenido | -0.52 | 0.78 | -0.56 | 0.79 |
| Mineralización | -7.19 | 7.47 | -6.75 | 7.02 |
| Nitrificación | -9.59 | 9.59 | -9.24 | 9.24 |
| Pérdidas N_Inorgánico | -7.71 | 8.31 | -7.23 | 7.84 |

Tabla 72. Valores constantes del ciclo del nitrógeno: calibración respecto porcentaje de humedad y porcentaje gravas.

| | Calibración porcentaje de Gravas | | | | Calibración porcentaje de Humedad | | | |
|-----------------------|---|---------------------|----------------------|---------------------|--|----------------------|---------------------|--------------------|
| | Gravas (%) | KMIN (1/día) | KDESN (1/día) | KNIT (1/día) | KMIN (1/día) | KDESN (1/día) | KNIT (1/día) | Humedad (%) |
| C1-C1 | 58.77 | 0.014660 | 0.8983 | 0.9240 | 0.013853 | 0.8932 | 0.9100 | 11.92 |
| C1-C2 | 21.65 | 0.013495 | 0.9318 | 0.9069 | 0.012959 | 0.9051 | 0.9100 | 21.33 |
| C2-C1 | 38.35 | 0.014007 | 0.9079 | 0.9229 | 0.013877 | 0.8930 | 0.9100 | 11.68 |
| C2-C2 | 17.36 | 0.013367 | 0.9430 | 0.8906 | 0.013074 | 0.9032 | 0.9100 | 20.08 |
| C3-C1 | 9.18 | 0.013125 | 0.9745 | 0.8166 | 0.013375 | 0.8989 | 0.9100 | 16.87 |
| C3-C2 | 9.18 | 0.013125 | 0.9745 | 0.8166 | 0.012519 | 0.9133 | 0.9100 | 26.20 |
| C4-C1 | 21.67 | 0.013496 | 0.9318 | 0.9070 | 0.014220 | 0.8897 | 0.8767 | 8.24 |
| C4-C2 | 30.23 | 0.013756 | 0.9166 | 0.9197 | 0.013189 | 0.9015 | 0.9100 | 18.85 |
| C5-C1 | 14.78 | 0.013290 | 0.9513 | 0.8748 | 0.014307 | 0.8889 | 0.6929 | 7.38 |
| C5-C2 | 23.83 | 0.013561 | 0.9272 | 0.9119 | 0.012947 | 0.9053 | 0.9100 | 21.46 |
| C6-C1 | 9.18 | 0.013125 | 0.9745 | 0.8166 | 0.014176 | 0.8901 | 0.8986 | 8.68 |
| C6-C2 | 9.18 | 0.013125 | 0.9745 | 0.8166 | 0.012817 | 0.9075 | 0.9100 | 22.88 |
| C7-C1 | 24.07 | 0.013568 | 0.9267 | 0.9124 | 0.014231 | 0.8896 | 0.8672 | 8.13 |
| C7-C2 | 41.79 | 0.014115 | 0.9054 | 0.9234 | 0.012958 | 0.9051 | 0.9100 | 21.34 |
| C8-C1 | 18.83 | 0.013411 | 0.9389 | 0.8974 | 0.014301 | 0.8890 | 0.7151 | 7.44 |
| C8-C2 | 20.46 | 0.013459 | 0.9347 | 0.9034 | 0.013114 | 0.9026 | 0.9100 | 19.65 |
| C9-C1 | 9.18 | 0.013125 | 0.9745 | 0.8166 | 0.014242 | 0.8895 | 0.8553 | 8.03 |
| C9-C2 | 9.18 | 0.013125 | 0.9745 | 0.8166 | 0.012836 | 0.9072 | 0.9100 | 22.67 |
| Media | 21.49 | 0.013497 | 0.9423 | 0.8727 | 0.013500 | 0.8985 | 0.8754 | 15.71 |
| Desviación | 13.62 | 0.000418 | 0.0268 | 0.0465 | 0.000634 | 0.0081 | 0.0693 | 6.61 |
| Desviación (%) | 63.37 | 3.10 | 2.84 | 5.32 | 4.69 | 0.90 | 7.91 | 42.05 |

En la Tabla 73, se muestran algunos valores de la constante de mineralización utilizados por diferentes autores y algunas peculiaridades sobre su obtención.

Las constantes de mineralización calibradas para el conjunto de las nueve columnas, se encuentran dentro del rango propuesto por diferentes autores (ver Tabla 73). Jonson et al.

(1987), utiliza una constante de mineralización para el humus de $7.0 \times 10^{-5} \text{ d}^{-1}$ y para el mantillo de 0.035 d^{-1} para simular la dinámica del nitrógeno en suelos agrícolas.

Tabla 73. Valores constante de mineralización (d^{-1}) registrada por diferentes autores y características de obtención.

| Valor KMIN (d^{-1}) | Características | Autor |
|---|--|----------------------------------|
| 0.00007 | Humus | Mahmood et al., 2002 |
| 0.005 – 0.0135 | 39 suelos | Wang, Smith y Chen, 2003 |
| 0.00228 – 0.0168 | En función tiempo incubación | |
| 0.000857 – 0.01814 | En función temperatura y humedad | |
| 0.00928 – 0.01757 | 30 semanas de incubación | Doe, Z. et al., 1996 |
| 0.0165 – 0.023 | 15 semanas de incubación | |
| 8.3×10^{-4} – 0.394 Lodo fresco | Fracción que rápidamente se descompone de N_Orgánico | Sierra, 2001 |
| 8.0×10^{-4} – 0.409 Lodo seco | | |
| 5.5×10^{-4} – 1.8×10^{-4} Lodo fresco | Fracción que lentamente se descompone de N_Orgánico | |
| 7.0×10^{-4} – 6.4×10^{-3} Lodo seco | | |
| 0.0073 – 0.0596 | Temperatura constante | Sierra, 2002 |
| 0.0140 – 0.0316 | Temperatura fluctuante | |
| 0.00585 – 0.0207 | Temperatura 5 – 25°C | Zak et al., 1999 |
| 3.5×10^{-5} – 7×10^{-5} | Humus | Lasserre et al., 1999 |
| 7×10^{-5} / 8×10^{-3} | Humus / Hojarasca (0 – 10 cm) | Duwing et al., 2003 |
| 7×10^{-6} / 8×10^{-4} | Humus / Hojarasca (10 – 30 cm) | |
| 10^{-5} / 8×10^{-3} | Humus / Hojarasca (10 – 40 cm) | |
| 7×10^{-8} / 10^{-4} | Humus / Hojarasca (40 – 85 cm) | |
| 0.0044 | Humedad optima y 15°C | Mary, B. et al., 1999 |
| 7×10^{-5} - 0.15×10^{-3} | Rango analizado para la calibración | Sogbedji, J.M. et al., 2006 (a). |
| 0.00012 / 0.00015 | Valor calibrado para 60 / 120 kg N/ha | |
| 0.01 | Hojarasca | Sogbedji, J.M. et al., 2006 (b). |
| 2.7×10^{-6} / 8.2×10^{-2} | Varios autores y diferentes materiales | Wu, L. y McGechan, M.B., 1998 |
| 8.2×10^{-5} – 17.2×10^{-5} | Humus | Wu, L. et al., 1998 |
| 0.017 – 0.082 | Hojarasca | |
| 1.0×10^{-4} | | Yang, Ch-Ch. et al., 2007 |
| 2.5×10^{-5} | Literatura | Helwig, T.G. et al., 2002 |

La mayoría de modelos considera la transformación o el flujo de un compuesto como un proceso de primer orden, lo cual significa que el flujo de dicho compuesto hacia el segundo es proporcional a la cantidad q del material remanente. Para tomar en cuenta la sensibilidad de dicha transformación a factores ambientales como la temperatura y la humedad del suelo, el coeficiente de tasa transformación k incorpora una función de respuesta para cada uno de esos factores, (Wu y McGechan, 1998). El efecto del contenido de humedad del suelo difiere tanto entre los distintos modelos como en cada proceso (ver apartado 3.3). En general, la función de respuesta para todos los procesos se basa en la hipótesis que la actividad decrece en cada lado de su rango óptimo. Sin embargo en la desnitrificación es diferente y suele estar regida por un umbral de contenido de agua a partir del cual la desnitrificación ocurre.

Las diferencias en la definición de la forma de la función de respuesta a factores ambientales, principalmente frente al contenido de humedad, o su no utilización como es el

caso del modelo PRZM.3.12.2, hacen imposible la comparación entre modelos de los valores de las constantes calibradas, principalmente la de desnitrificación, ya que es un proceso muy dependiente de la humedad.

Así mismo, la desnitrificación puede ser simulada a partir de un coeficiente de desnitrificación de primer orden k_{desn} [d^{-1}] referida a la situación de condiciones óptimas o a una tasa de desnitrificación potencial D_p [$kg\ N/ha/día$] y la constante de semisaturación K [$mg\ N/L$]. Si K es mucho mayor que el contenido de nitratos en el suelo, lo cual en condiciones naturales suele suceder, se puede relacionar ambas formas de simular la desnitrificación (Wu y McGechan, 1998), como:

$$k_{desn} = D_p/K \quad (187)$$

En la Tabla 74 se muestran valores de las constantes de nitrificación y desnitrificación utilizadas por distintos autores modelando el ciclo del nitrógeno bajo diferentes condiciones.

Tabla 74. Valores constante de nitrificación (d^{-1}) y desnitrificación (d^{-1}) registrada por diferentes autores. Entre paréntesis KDES_N (1/día) calculada a partir de D_p y K .

| Valor KNIT (d^{-1}) | Valor KDES _N (d^{-1}) | Autor |
|-------------------------|--|-----------------------------------|
| 0.02 – 0.09 | 0.02 | Mahmood et al., 2002 |
| 0.2 | 0.04 | Lasserre et al., 1999 |
| 0.5 | 0.02 | Duwing et al., 2003 |
| 0.1 – 0.5 | 0.0 – 0.15 | Sogbedji, et al., 2006 (a) y (b). |
| | $D_p=0.223\ gr/m^2/día$ $K=0.245\ mg\ N/100gr$ (0.324) | Sánchez et al., 2001 |
| 0.2 (SOILN) | $D_p=0.135, 0.2, 0.27\ gr/m^2/día$ | Wu y McGechan, 1998 |
| 1.0 (ANIMO) | $K= 10\ mg\ N/L$ (0.045, 0.066, 0.009) | |
| 0.086 | $D_p=0.06, 0.075\ gr/m^2/día$ $K= 10\ mg\ N/L$ (0.02, 0.025) | Wu et al., 1998 |
| 0.02 – 0.3 | 0.0001 – 0.01 | Singh y Sondhi, 2001 |
| | 0.3 | Yang et al., 2007 |
| | 1.8 Drenaje libre | Helwig et al., 2002 |
| | 3.5 Sistema Subirrigación | |
| | 0.3 – 0.4 | Brevé, M.A. et al., 1998. |

En la Tabla 75, se muestra la comparación de los errores obtenidos en la calibración según el porcentaje de gravas y de humedad con los errores obtenidos al realizar dicha simulaciones con los valores medios y con los valores medio más o menos las desviaciones estándares de las constates del ciclo del nitrógeno.

Como se puede ver en la Tabla 75, utilizar el modelo PRZM.312.2 con los valores medios de las constantes del ciclo del nitrógeno en vez de los valores de las constantes dados

por la ecuación de ajuste de la calibración respecto al porcentaje de gravas repercute principalmente en los nitratos lixiviados. El error respecto al valor experimental disminuye hasta un 6%. El amonio y el nitrógeno orgánico lixiviado, por ser menos móviles, son menos sensibles a la variación de las constantes. La mayor variación respecto a los valores simulados en las pérdidas de nitrógeno inorgánico se presenta al simular con el valor medio más la desviación estándar.

Tabla 75. Resultados simulación del modelo PRZM.3.12.2 con las constantes calibradas, con el valor medio de las constantes y con el valor medio \pm la desviación estándar de las constantes calibradas.

| | Error respecto al N. Total % ((Vt-Vr)/VrNT) | | | | | | | |
|---|---|----------------|--------|----------------|-----------|----------------|--------|----------------|
| | % GRAVAS | | | | % HUMEDAD | | | |
| | Calibrado | $\mu + \sigma$ | μ | $\mu - \sigma$ | Calibrado | $\mu + \sigma$ | μ | $\mu - \sigma$ |
| NO₃⁻ Lixiviado | -29.62 | -25.81 | -23.22 | -23.31 | -22.89 | -17.48 | -19.27 | -21.25 |
| NH₄⁺ Lixiviado | 4.72 | 4.37 | 4.61 | 4.65 | 4.15 | 4.30 | 4.49 | 4.71 |
| N.Org Lixiviado | -6.62 | -6.64 | -6.63 | -6.62 | -6.61 | -6.65 | -6.63 | -6.61 |
| NO₃⁻ Retenido | -1.60 | -1.56 | -1.53 | -1.54 | -1.52 | -1.49 | -1.50 | -1.52 |
| NH₄⁺ Retenido | 0.46 | 0.42 | 0.45 | 0.45 | 0.41 | 0.41 | 0.44 | 0.46 |
| N.Org Retenido | 6.77 | 5.69 | 6.26 | 6.84 | 7.11 | 5.40 | 6.25 | 7.14 |
| N_Mineralizado | -5.61 | -4.49 | -5.07 | -5.67 | -5.95 | -4.19 | -5.07 | -5.98 |
| N_Nitrificado | -8.04 | -6.75 | -6.98 | -8.08 | -8.14 | -6.41 | -7.39 | -8.42 |
| Pérdida N_Inorgánico | -4.42 | -3.31 | -3.97 | -4.57 | -4.82 | -3.11 | -4.00 | -4.92 |

Así mismo, si se utiliza el valor medio de las constantes dadas por la ecuación de ajuste respecto al porcentaje de humedad al final de los ensayos, se obtendría variaciones similares a las obtenidas con los valores medios de la calibración respecto al porcentaje de gravas, presentándose la mayor disminución en el error respecto a los valores experimentales (5%) en los nitratos lixiviados al simular con el valor medio más la desviación estándar.

Debido a que la relación matemática obtenida en la calibración respecto al porcentaje de humedad sólo se puede utilizar para suelos que hayan sido sometidos a un régimen de lluvias y durante un intervalo de tiempo similares al de estos ensayos y a que los resultados con los valores medios de ambas calibraciones son similares, si no se conocieran las características del suelo, sería más conveniente utilizar los valores medios de la calibración respecto al porcentaje de gravas que los valores medios de la calibración respecto a la humedad.

Existen diferentes herramientas estadísticas para comparar los valores observados y simulados, entre ellos se encuentran la media, la mediana, los valores extremos, la raíz del error cuadrático medio (en sus siglas en inglés, RMSE) y el índice de modelación eficiente (IA). RMSE e IA son herramientas comunes para analizar la bondad de ajuste de modelos de simulación (Diekkrüger et al., 1995; Eitzinger et al., 2004; Wegehenkel, 2006).

La RMSE es la desviación estándar teórica de toda la muestra de datos de tamaño n :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{I=1}^n (\theta_{Sim} - \theta_{Obs})^2}{n}} \quad (188)$$

Donde θ_{Sim} y θ_{Obs} son los valores simulados y observados, el cual se puede expresar en término de porcentajes.

Según Willmott, 1982 (tomado de Wegehenkel, 2006), IA se calcula de la siguiente forma:

$$IA = 1 - \left[\frac{\sum_{I=1}^n (\theta_{Sim} - \theta_{Obs})^2}{\sum_{I=1}^n \left[|\theta_{Sim} - \theta_{Obs - media}| + |\theta_{Obs} - \theta_{Obs - media}| \right]^2} \right] \quad (189)$$

Donde $\theta_{Obs-media}$ es el valor medio medido. IA varía entre 0 y 1. Valores cercanos a la unidad expresan mejor ajuste entre los valores observados y simulados.

En la siguiente tabla se muestra los resultados tanto del índice de modelación eficiente IA, como el RMSE del error respecto al nitrógeno total lixiviado, retenido y movilizado:

Tabla 76. Análisis de la calibración: IA y RMSE del Error respecto al nitrógeno total (porcentaje respecto al NT lixiviado, retenido y movilizado respectivamente). Calibración según porcentaje de humedad y porcentaje de gravas.

| | IA | | RMSE (% respecto NT) | |
|------------------------------|---------|--------|-------------------------|--------|
| | Humedad | Gravas | Humedad | Gravas |
| N_Organico_Lix | 0.46 | 0.45 | 18.13 | 18.14 |
| Amonio_Lix | 0.05 | 0.04 | 7.65 | 8.20 |
| Nitratos_Lix | 0.79 | 0.78 | 23.78 | 24.68 |
| Agua Lixiviada (cm) | 0.94 | 0.94 | 19.36 | 19.36 |
| N_Organico_Ret | 0.96 | 0.96 | 23.23 | 22.58 |
| Amonio_Ret | 0.19 | 0.18 | 0.53 | 0.55 |
| Nitratos_Ret | 0.67 | 0.66 | 1.39 | 1.44 |
| Mineralización | 0.52 | 0.54 | 9.08 | 8.67 |
| Nitrificación | 0.52 | 0.53 | 11.37 | 11.07 |
| Pérdidas N Inorgánico | 0.52 | 0.53 | 10.09 | 9.63 |

Ambas calibraciones presentaron valores muy similares tanto del índice de modelación eficiente (IA) como de la raíz del error cuadrático medio (RMSE).

El agua lixiviada presenta un IA muy alto (0.94) y un RMSE 19.36%, lo cual indica un buen ajuste entre las cantidades de agua lixiviadas observadas y simuladas. Wegehenkel (2006) reporta valores de IA para el contenido de humedad entre 0.1 y 0.93 y RMSE entre 0.7 y 12.6 %, por lo que podemos afirmar que la calibración hidráulica ha sido muy buena.

Respecto al nitrógeno lixiviado, el amonio presenta un IA muy bajo (0.05) y un RMSE bajo (8%), pero esto no es muy importante debido a la poca cantidad de amonio lixiviado respecto a las demás formas lixiviadas. Por el contrario los nitratos y el nitrógeno orgánico lixiviado tienen un IA mayor (0.78 y 0.46 respectivamente), aunque un RSME mucho más alto (24 y 18% respectivamente), lo cual indica que aunque se presenta una mayor variación respecto a los valores observados, se ha modelado más eficientemente los nitratos y el nitrógeno orgánico lixiviado que el amonio.

El nitrógeno orgánico retenido en el suelo presenta un IA muy cercano a la unidad (0.96) y un RSME del 23%, lo cual indica una calibración muy buena. Dado que el nitrógeno orgánico es la mayor fuente de nitratos (debido a la mineralización y posterior nitrificación). El modelo a largo plazo puede predecir bastante bien el ciclo del nitrógeno y estar dentro del lado de la seguridad porque se estará simulando muy bien esta gran fuente potencial de nitratos. Así mismo, los nitratos presentan un valor de IA y el RSME muy aceptables (0.67 y 1.40% respectivamente), lo cual está dentro del rango reportado por Wegehenkel (2006) del IA para el contenido de nitratos en los primeros 30 cm de suelo (0.62 a 0.91) y en el horizonte comprendido entre 60 y 90 cm de suelo (0.32 a 0.60). El amonio presenta un valor de IA más bajo (0.19), pero un RSME casi nulo (0.55%), lo cual indica que aunque su calibración no ha sido muy buena, su peso respecto al nitrógeno total retenido en el suelo es muy bajo.

Las transformaciones del ciclo del nitrógeno presentan valores de IA (0.52) y RSME muy similares (alrededor del 10%), siendo los valores aceptables.

Dado que los valores del índice de modelación eficiente y la raíz del error cuadrático medio para ambas calibraciones son similares y como ya se dijo anteriormente, la calibración respecto al porcentaje de humedad sólo se puede utilizar para suelos que hayan sido sometidos a un régimen de lluvias y durante un intervalo de tiempo similares al de estos ensayos, se utilizará la calibración según el porcentaje de gravas para la validación del modelo y la realización de simulaciones de diferentes escenarios para una gestión ambientalmente sostenible de diferentes prácticas agrícolas.

En conclusión, la calibración respecto al porcentaje de gravas, tanto del agua lixiviada como del nitrógeno lixiviado, retenido y transformado es muy buena. Aunque los perfiles finales del nitrógeno retenido en el suelo no se ajusten muy bien a los obtenidos

experimentalmente, lo más importante es la cantidad de nitrógeno que queda disponible para futuros eventos de lixiviación y transformación más que la distribución en el perfil del suelo.

7. Validación

7. VALIDACIÓN DEL MODELO PRZM.3.12.2.

Para poder cumplir con el objetivo principal de la modelación, que es crear un medio ficticio en el que poder experimentar situaciones sin que sea necesario llevarlas a la realidad, se realizó primero un análisis de sensibilidad del modelo para conocer sus variables más significativas y posteriormente, se realizó la calibración haciendo mayor énfasis en estas variables por tener mayor repercusión en los resultados finales del modelo. Una vez se ha puesto el modelo a punto, éste se debe acoplar a una serie de datos de la realidad, situaciones diferentes que no se han utilizado para la calibración. Esta última fase de este proceso, llamada validación, nos debe ratificar el cumplimiento del objetivo de la modelación, obteniéndose un error aceptable entre dichos valores reales y los obtenidos al simular con el modelo calibrado.

Para realizar la validación, como ya se explicó anteriormente, se utilizaron series temporales pertenecientes a columnas de lixiviación similares a las nuestras, donde el objetivo final era analizar la eficacia de una fuente de carbono destinada a producir la desnitrificación de los nitratos aportados por el purín en un estado casi completo de saturación, (Navarro, 2003). De esta serie de análisis sólo se puede tomar la columna de 40 cm (C1') y una de 100 cm (C5'), porque las otras tres columnas han tenido aplicación de una fuente de carbono (sacarosa). En la columna C1', no se ha realizado aplicación de purín y la columna C5' ha tenido dos aplicaciones de purín (175 mg Nitrógeno total). La duración total de este ensayo fue de 148 días.

Al finalizar el ensayo realizado por Navarro, (2003), se realizó un lavado total de dichas columnas durante cuatro días (entre 3100 y 3300 mL de agua destilada) y se analizó el contenido de nitratos en el lixiviado, encontrándose una relación entre dichos nitratos y la conductividad eléctrica del agua lixiviada, ver Figura 52.

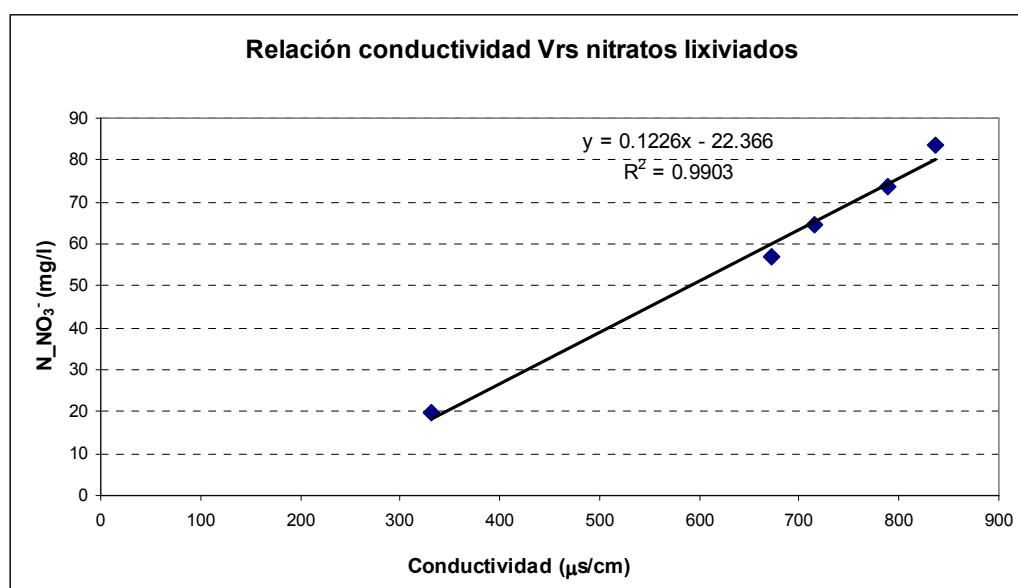


Figura 52. Relación experimental entre la conductividad eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) del agua lixiviada y la concentración de N_NO_3^- lixiviada ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$).

Con la columna C5', se realizó otro experimento para analizar el comportamiento de los nitratos lixiviados a partir de una dosis muy alta de purín, al realizar una recirculación diaria de agua destilada de 1000 mL en condiciones de saturación. Se analizó la conductividad de entrada y salida del agua para analizar la variación en la concentración de nitratos a partir de la relación encontrada con el experimento anterior. Debido a que el agua recirculada lava tanto los nitratos contenidos en la columna de suelo como los aplicados con el purín, diariamente se le está adicionando nitratos a la columna. Dicha concentración de nitratos fue calculada a partir de la relación anteriormente mencionada, registrándose en el archivo de entrada.

De estos ensayos se obtienen cinco series útiles para la validación del modelo. En la Tabla 77 se muestran las características edafológicas principales de dichos experimentos, datos de entrada para el modelo PRZM.3.12.2.

El valor del número de curva de escorrentía fue modificado respecto al valor con el que fue calibrado el modelo, ya que la cantidad diaria de agua aplicada es muy superior a los datos de lluvia utilizados en la experimentación, (ver apartado 4.4.3). El valor de la curva de escorrentía utilizado para la calibración (86 81 85) hace que la infiltración del agua sea más lenta y con bajas precipitaciones no ocurre apenas pérdidas por escorrentía. Sin embargo con la cantidad de agua aplicada en los ensayos destinados para analizar el comportamiento respecto a la desnitrificación, la pérdida por escorrentía es muy alta y no refleja las condiciones del ensayo. Por ese motivo se utilizó un valor más bajo donde las pérdidas por

escorrentía son mínimas. En los ensayos de lavado, como se saturó el suelo antes del inicio de la pruebas, la velocidad de infiltración era muy alta y todo el volumen de agua aplicado salía casi instantáneamente, es decir con escorrentía nula, por eso motivo se les asignó el valor mínimo computacional del número de curva de escorrentía (30 24 30).

Tabla 77. Características edafológicas de las columnas útiles para la validación. Espesor del horizonte de suelo (cm), Porcentaje de rocas (%), humedad inicial del suelo (cm^3/cm^3), humedad a capacidad de campo CC (cm^3/cm^3), humedad a punto de marchitez PM (cm^3/cm^3) y número de curva de escorrentía CN.

| Columna/Capa | Espesor (cm) | Porcentaje de Rocas (%) | Humedad Inicial (cm^3/cm^3) | CC (cm^3/cm^3) | PM (cm^3/cm^3) | CN |
|----------------------------------|-----------------|-------------------------------|---|-------------------------------------|-------------------------------------|----------|
| C1 ¹ /1 | 5 | 48.56 | 0.04 | 0.126 | 0.008 | |
| C1 ¹ /2 | 20 | 21.25 | 0.04 | 0.217 | 0.014 | 40 34 40 |
| C1 ¹ /3 | 6 | 17.76 | 0.04 | 0.262 | 0.017 | |
| C5 ¹ /1 | 3 | 18.23 | 0.03 | 0.174 | 0.011 | |
| C5 ¹ /2 | 63 | 29.10 | 0.03 | 0.201 | 0.013 | 40 34 40 |
| C5 ¹ /3 | 24 | 24.96 | 0.03 | 0.245 | 0.016 | |
| C1 ² _Lavado/1 | 5 | 48.56 | 0.25 | 0.126 | 0.008 | |
| C1 ² _Lavado/2 | 20 | 21.25 | 0.25 | 0.217 | 0.014 | 30 24 30 |
| C1 ² _Lavado/3 | 6 | 17.76 | 0.25 | 0.262 | 0.017 | |
| C5 ² _Lavado/1 | 3 | 18.23 | 0.25 | 0.174 | 0.011 | |
| C5 ² _Lavado/2 | 63 | 29.10 | 0.25 | 0.201 | 0.013 | 30 24 30 |
| C5 ² _Lavado/3 | 24 | 24.96 | 0.25 | 0.245 | 0.016 | |
| C5 ² _Recirculación/1 | 3 | 18.23 | 0.25 | 0.174 | 0.011 | |
| C5 ² _Recirculación/2 | 63 | 29.10 | 0.25 | 0.201 | 0.013 | 30 24 30 |
| C5 ² _Recirculación/3 | 24 | 24.96 | 0.25 | 0.245 | 0.016 | |

A partir de los valores de porcentaje de rocas se calcularon tanto los valores de capacidad de campo (ecuación 183) y de punto de marchitez (ecuación 178) como de las constantes del ciclo del nitrógeno (Tabla 67), ver Tabla 77 y Tabla 78:

Tabla 78. Características simulaciones de las columnas útiles para la validación. Periodo de simulación (meses), dosis de purín aplicada (kg NT/ha) y valores de las constantes de mineralización, nitrificación y desnitrificación ($1/\text{día}$).

| Columna/Capa | Periodo simulación | Dosis Purín (kg NT/ha) | KMIN (d^{-1}) | KDESN (d^{-1}) | KNIT (d^{-1}) |
|----------------------------------|-----------------------|---------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| C1 ¹ /1 | | | 0.01433 | 0.9017 | 0.9238 |
| C1 ¹ /2 | 5 meses | 0 | 0.01343 | 0.9371 | 0.9001 |
| C1 ¹ /3 | | | 0.01343 | 0.9371 | 0.9001 |
| C5 ¹ /1 | | | 0.01339 | 0.9405 | 0.8948 |
| C5 ¹ /2 | 5 meses | 223 | 0.01366 | 0.9214 | 0.9168 |
| C5 ¹ /3 | | | 0.01366 | 0.9214 | 0.9168 |
| C1 ² _Lavado/1 | | | 0.01433 | 0.9017 | 0.9238 |
| C1 ² _Lavado /2 | 1 mes | 0 | 0.01343 | 0.9371 | 0.9001 |
| C1 ² _Lavado /3 | | | 0.01343 | 0.9371 | 0.9001 |
| C5 ² _Lavado /1 | | | 0.01339 | 0.9405 | 0.8948 |
| C5 ² _Lavado /2 | 1 mes | 0 | 0.01366 | 0.9214 | 0.9168 |
| C5 ² _Lavado /3 | | | 0.01366 | 0.9214 | 0.9168 |
| C5 ² _Recirculación/1 | | | 0.01339 | 0.9405 | 0.8948 |
| C5 ² _Recirculación/2 | 2 meses | 1527 | 0.01366 | 0.9214 | 0.9168 |
| C5 ² _Recirculación/3 | | | 0.01366 | 0.9214 | 0.9168 |

Las constantes de volatilización y de adsorción/desorción de amonio, como no se calibraron, son iguales para todos los ensayos (0.081 d^{-1} , 0.0524 d^{-1} y 0.1112 d^{-1} , respectivamente).

En la Tabla 79 se muestran los resultados simulados y reales para las cinco series de validación.

Tabla 79. Resultados validación del modelo PRZM3 calibrado respecto al porcentaje de rocas: Cantidades de nitrógeno en forma de Nitratos lixiviados (kg/ha) y agua (cm) simuladas y experimentales, errores (%) respecto al valor experimental.

| | Valor Simulado | Valor Experimental | Error (%) |
|---|----------------|--------------------|-----------|
| C1' | | | |
| NO₃⁻ Lixiviado (kg/ha) | 280.71 | 164.79 | 70.34 |
| Agua (cm) | 97.99 | 101.28 | -3.25 |
| C5' | | | |
| NO₃⁻ Lixiviado (kg/ha) | 474.44 | 414.52 | 14.45 |
| Agua (cm) | 87.44 | 89.23 | -2.00 |
| C1' Lavado | | | |
| NO₃⁻ Lixiviado (kg/ha) | 80.15 | 82.23 | -2.53 |
| Agua (cm) | 41.04 | 41.95 | -2.18 |
| C5' Lavado | | | |
| NO₃⁻ Lixiviado (kg/ha) | 183.10 | 232.89 | -21.38 |
| Agua (cm) | 43.09 | 41.11 | 4.81 |
| C5' Recirculación | | | |
| NO₃⁻ Lixiviado (kg/ha) | 5944.00 | 6884.62 | -13.66 |
| Agua (cm) | 430.50 | 425.72 | 1.12 |

El error obtenido en el agua lixiviada para todas las columnas de validación fue muy bajo, menor del cinco por ciento, por lo que se puede afirmar que la calibración hidráulica del modelo PRZM.3.12.2 ha sido muy buena. Con respecto a los nitratos lixiviados, la simulación C1' obtuvo un error muy alto (70.34%) pese a que el agua lixiviada ajustó muy bien, debido a que el modelo PRZM.3.12.2 para longitudes cortas, al parecer, favorece el lixiviado frente a la ocurrencia de los procesos del ciclo del nitrógeno. El error obtenido en los nitratos lixiviados para el resto de las columnas utilizadas para la validación presentó valores menores del 21%.

Se puede afirmar que el modelo PRZM.3.12.2 ha sido calibrado y validado con éxito, pudiéndose utilizar para modelar los nitratos lixiviados en suelos de granulometría y condiciones ambientales diferentes y con o sin aplicación de una fuente de nitrógeno, esperándose obtener unos resultados con un error máximo del 20% respecto a los valores reales, resultados muy buenos en la simulación del ciclo del nitrógeno.

8. Simulaciones

8. SIMULACIONES CON CULTIVOS.

Los modelos de sistemas agrícolas pueden proporcionar una alternativa, más rápida y económica, para determinar los requerimientos óptimos de nitrógeno por el cultivo bajo diferentes suelos y condiciones climáticas, (Saseendran et al., 2004). Realizar simulaciones con el modelo PRZM.3.12.2 calibrado, al igual que el trabajo realizado por de Paz y Ramos (2004), ayudaría a seleccionar las mejores prácticas de gestión que minimicen el riesgo de contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, sin reducir los rendimientos del cultivo.

Se han realizado muchos trabajos con el objetivo de conocer el comportamiento del nitrógeno en el suelo cultivado con trigo a variaciones de tipo de suelo, forma y cantidad de nitrógeno aplicado (López-Bellido et al., 2000; Ottman y Pope, 2000; Liu, et al., 2003; Melaj et al., 2003; Bar-Tal et al., 2004; Blackshaw, 2005; Pillinger et al., 2005; Zhao et al., 2006) y para encontrar un equilibrio entre la producción esperada del cultivo y los efectos a corto y largo plazo de dichas gestiones. Así mismo, se han realizado trabajos con el objetivo de calibrar, validar y posteriormente utilizar diferentes modelos para la búsqueda de una gestión económica y ambientalmente sostenible de diferentes prácticas agrícolas (Vold, 1999; Singh y Sondhi, 2001; de Paz y Ramos, 2004; Bagrielle et al., 2006; Hong et al., 2006; Bechini et al., 2006; Sogbedji et al., 2006 (a) y (b)).

El objetivo principal de la presente tesis es cuantificar la dosis de purín adecuada que puede verse en cada parcela agrícola sin provocar problemas ambientales, con el fin último de disminuir el riesgo de impacto ambiental producido por la generación de los purines, aprovechando su potencial como fertilizante. Por este motivo se plantean dos baterías de simulaciones donde se varían la estructura del suelo, la dosis y fecha de aplicación del purín y los requerimientos de nitrógeno del cultivo para encontrar, según las distintas configuraciones, la dosis de purín máxima que se puede aplicar sin contaminar los acuíferos.

Posteriormente, con la situación más desfavorable y la más probable, se harán simulaciones sin pérdidas por desnitrificación y simulaciones con riego en presencia de plantas y sin ellas, para conocer los efectos que tendrían sobre el nitrógeno retenido en el suelo y el lixiviado de nitratos que alcanzaría el acuífero. Así mismo, se analizará el efecto del contenido y la distribución del nitrógeno en el perfil del suelo por medio de simulaciones adicionales con condiciones iniciales de nitrógeno en el suelo bajas (10% del contenido real)

y variación del contenido de nitrógeno en el perfil del suelo, para analizar si el efecto que tendría la aplicación de purín en el suelo sería beneficioso o no.

En el presente apartado se explicará en primer lugar, la modelación de la toma de nitrógeno por las plantas realizada por el PRZM.3.12.2, la forma como se calcula la concentración de nitratos que alcanzaría una profundidad de 105 cm y posteriormente, las simulaciones realizadas.

8.1. MODELACIÓN DE LA TOMA DE NITRÓGENO POR LAS PLANTAS REALIZADA POR EL MODELO PRZM.3.12.2.

El modelo PRZM.3.12.2 calcula la toma de nitrógeno por las plantas por medio del módulo NITR de dos formas diferentes:

- La primera formulación representa la toma de nitrógeno por las plantas por medio de una cinética de primer orden, con corrección por temperatura basada en la temperatura del suelo simulada. Esta tasa de toma de nitrógeno por las plantas se puede diferenciar entre horizontes y variar mes a mes para aproximarse al patrón de crecimiento y a la toma de nutrientes del cultivo. También se puede seleccionar qué fracción de la toma de nitrógeno proviene del amonio y cuál de los nitratos, por medio de la designación de la fracción de toma de cada especie.
- La segunda formulación simula la toma de nitrógeno basada en la producción esperada. Además de los parámetros anteriores, esta opción introduce el objetivo total anual de toma de nitrógeno, NUPTGT, el cual es especificado por el usuario e internamente fraccionado en los objetivos mensuales durante la temporada de crecimiento para cada horizonte de suelo.

La primera formulación tiene como inconveniente que la cantidad de nitrógeno tomado no es función de la producción esperada ni asociada a la toma de nutrientes. Por este motivo, aunque existan suficientes nutrientes disponibles para satisfacer las necesidades del cultivo, bajo tasas de aplicación reducidas, la toma de nutrientes puede ser menor que las necesidades del cultivo debido a la formulación de primer orden, (Carousel, 2005).

Para evitar los problemas relacionados con la formulación de primer orden, además de ser más extendido el uso de la modelación de la toma de nitrógeno por las plantas basada en la producción esperada y el objetivo anual de toma de nitrógeno, se utilizará la segunda formulación.

El objetivo mensual de toma de nitrógeno para cada horizonte se calcula así:

$$MONTGT = NUPTGT * NUPTFM(MON) * NUPTM(MON) * CRPFRC(MON, ICROP) \quad (190)$$

Donde:

MONTGT es el objetivo mensual de toma de nitrógeno por la planta, [kg N/ha]

NUPTGT es el objetivo anual de toma de nitrógeno por la planta, [kg N/ha]

NUPTFM es la fracción mensual del objetivo anual de toma de nitrógeno por la planta, [adimensional]

NUPTM es la fracción del objetivo mensual de toma de nitrógeno para cada horizonte, [adimensional]

CRPFRC es la fracción mensual del objetivo de toma de nitrógeno por la planta para el cultivo actual [adimensional]. Este es igual a uno, excepto el mes que tenga parte de dos o más periodos de cultivos.

MON es el mes actual simulado

ICROP es el índice cultivo actual

Las fechas de plantación y cosecha se pueden especificar para tres cultivos separados durante el año. Se asume que la toma de nitrógeno sólo ocurre durante la temporada de crecimiento del cultivo, cuando la humedad del suelo está por encima del punto de marchitez y hay suficientes nutrientes disponibles. No se realiza ajuste por temperatura, pero el proceso de toma de nitrógeno se detiene cuando la temperatura está por debajo de 4°C.

8.2. CÁLCULO DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS QUE ALCANZARÍA UNA PROFUNDIDAD DE 105 CM.

Como se ha dicho anteriormente, la contaminación de los acuíferos por nitratos es un problema de gran importancia y la determinación de la concentración que alcanzaría a los acuíferos es uno de los objetivos fundamentales de este capítulo.

La zona de estudio (Albocàsser, Castellón), se encuentra dentro del subsistema del Maestrazgo (55/3), caracterizado por la gran potencia de los materiales permeables del subsistema, que hace que el agua se encuentre a mucha profundidad incluso a pocos kilómetros del litoral. Por ejemplo, a 15 km del litoral en el valle de Benlloch-Canet lo Roig, la profundidad mínima del nivel saturado está comprendida entre 350 y 400 m, (Diputació de Castelló, 1987). La longitud del perfil del suelo se fijó en cinco metros, basada en este dato de la profundidad del nivel saturado, seleccionando una profundidad no tan extrema pero si lo

suficientemente profunda como para que con las condiciones climáticas de la zona no se presenten pérdidas por lixiviación.

En las simulaciones preliminares con la curva de esorrentía media, se vio que debido a la precipitación típica de la zona (ver Tabla 80), el agua en muy pocas ocasiones alcanza a llegar a los 180 cm de profundidad. Para analizar la evolución de las concentraciones de nitratos que podrían lixiviar desde una profundidad específica, se decidió escoger la profundidad de 105 cm (final de la capa 18) para tener mayor número de eventos de lixiviación.

Los datos de precipitación y evaporación fueron suministrados por el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (I.V.I.A.), ver Tabla 80:

Tabla 80. Condiciones climáticas estación climática de Onda.

| Año | Precipitación (cm) | Evaporación (cm) |
|--------------|---------------------------|-------------------------|
| 2000 | 85.00 | 112.41 |
| 2001 | 29.42 | 119.38 |
| 2002 | 58.64 | 97.79 |
| 2003 | 62.78 | 101.10 |
| 2004 | 74.03 | 94.19 |
| 2005 | 31.34 | 97.30 |
| Media | 56.87 | 103.70 |

La recarga de un acuífero, por definición, es el flujo descendente de agua que alcanza al acuífero, suponiendo un incremento de las reservas. Dicho parámetro es difícil de determinar debido a la gran variedad de parámetros que lo modifican. La recarga natural del acuífero puede ocurrir a partir de la precipitación (principal mecanismo de recarga) o a partir de ríos, canales y lagos, así como inducida por el hombre en forma de fugas de embalses, canalizaciones de riego o urbanas y el retorno de riego, que en zonas áridas puede superar a la recarga por lluvia (Tuñón, 2000).

La recarga debida a la precipitación se puede determinar por medio de lisímetros o estimar por medio de métodos empíricos y de balance de agua. Dentro de los métodos empíricos Madel y Shiftan (1981) presentan la siguiente fórmula para climas mediterráneos con precipitación entre 450 y 650 mm/año (Tuñón, 2000):

$$RECARGA = 0.9(P - 360) \quad (191)$$

Sin embargo, la utilización de este tipo de fórmulas puede conllevar incertidumbre debido a que han sido desarrolladas para lugares con condiciones edafo-climáticas diferentes,

además aplicar estos métodos es admitir que la precipitación tiene lugar sobre un suelo con el mismo estado inicial de humedad, lo cual supone un grave error conceptual (Tuñón, 2000).

Por este motivo se utilizará los resultados del balance de agua realizados por el modelo PRZM.3.12.2. Como se explicó anteriormente, dicho modelo calcula la infiltración como:

$$INF = P + SM - Q - E \quad (192)$$

Donde:

INF es la infiltración (cm/día)

P es la precipitación (cm/día)

SM es la nieve fundida (cm/día)

Q es la escorrentía (cm/día)

E es la evaporación (cm/día)

La concentración mensual de nitratos se calculará a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada (cm) por hectárea desde la capa de suelo ubicada a una profundidad de 105 cm para el mes en cuestión calculados por el PRZM.3.12.2.

8.3. BATERÍA DE SIMULACIONES.

Para tratar de abarcar un abanico de posibilidades lo más grande posible, se realizaron dos baterías de simulaciones. La primera se basa en 52 simulaciones básicas (48 más 4 simulaciones blanco), manteniendo la longitud constante (cinco metros) y el periodo de simulación (cinco años), variando la granulometría y la clase de drenaje del suelo (curva de escorrentía media y baja), cantidad de purín aplicado y requerimientos de nitrógeno por parte del cultivo, ver Tabla 81.

Tabla 81. Características de las simulaciones de la batería uno.

| | Simulaciones |
|--|--|
| Número simulaciones | 52 (48 + 4 blancos) |
| Longitud columna de suelo | 5 metros |
| Periodo de simulación | 5 años |
| Contenido inicial de nitrógeno | Constante (0.135% NT = 754.61 mg NT/L) |
| Combinación Granulometría - CN | Granulometría Fina - CN Media Granulometría Fina - CN Baja Granulometría Gruesa - CN Media Granulometría Gruesa - CN Baja |
| Dosis de purín (doble aplicación) | PL: 170 kg N/ha/año P2L: 340 kg N/ha/año P3L: 510 kg N/ha/año P10L: 1700 kg N/ha/año |
| Requerimientos del cultivo | Sin plantas, Requerimientos Bajos y Altos |

La segunda batería se basa en 14 simulaciones (12 más 2 simulaciones blanco), también se fijó la longitud de la columna en 5 metros, se seleccionó un único suelo con granulometría gruesa (por ser más similar a un suelo real), requerimientos bajos de nitrógeno por parte del cultivo, una sola aplicación anual de purín (340 kg N/ha) y un periodo de simulación de 6 años, la clase de drenaje del suelo (curva de escorrentía media y baja) y la fecha de aplicación del purín (uno, dos o tres meses antes de la fecha de inicio de cultivo), ver Tabla 82.

Tabla 82. Características de las simulaciones de la batería dos.

| | Simulaciones |
|--|---|
| Número simulaciones | 14 (12 + 2 blancos) |
| Longitud columna de suelo | 5 metros |
| Periodo de simulación | 6 años |
| Contenido inicial de nitrógeno | Constante (0.135% NT = 754.61 mg NT/L) |
| Dosis de purín (una aplicación) | P2L: 340 kg N/ha/año |
| Fecha aplicación del purín | L1: mes doce L2: mes once L3: mes diez |
| Combinación Granulometría - CN | Granulometría Gruesa - CN Media Granulometría Gruesa - CN Baja |
| Requerimientos del cultivo | Sin Plantas y Requerimientos Bajos |

A continuación se explica la forma de variación de los diferentes factores utilizados en las baterías de simulación.

8.3.1. Tipo de suelo.

PRZM.312.2, como ya se explicó anteriormente, describe el suelo sólo en función del porcentaje de arena, limos y arcilla contenidos en él, sin tener en cuenta la estructura o presencia de gravas en el perfil. Para analizar el efecto de la estructura del suelo, se realizaron simulaciones con suelo de granulometría fina y con suelo de granulometría gruesa (46% de gravas, máximo porcentaje presente en las columnas experimentales).

El contenido de nitrógeno en el suelo se asume igual al extraído en los primeros 30 cm de suelo de una zona de olivar próxima a Albocàsser (Castellón), utilizado en el trabajo experimental con las columnas de suelo. Para analizar la contaminación máxima potencial que podría alcanzar el acuífero, se asumió el contenido de nitrógeno en el suelo constante en todo el perfil del suelo. Posteriormente, se analizará el efecto de una distribución típica del contenido de nitrógeno en el perfil del suelo.

Como se explicó anteriormente, el análisis del contenido de nitrógeno se realiza sobre el suelo tamizado con tamiz de 2 mm, por lo que este valor es sólo para el suelo de

granulometría fina. En el suelo de granulometría gruesa se resta al contenido de nitrógeno el 46% debido a la presencia de gravas, material no activo en el ciclo del nitrógeno.

Así mismo, PRZM.3.12.2 calcula la infiltración en función de la precipitación, la escorrentía y la evaporación. La escorrentía se calcula por medio del número de curva escorrentía para la condición de humedad antecedente II (tres valores según tipo de cobertura: barbecho, cultivo y residuo) del Soil Conservation Service. La dificultad para aplicar este método en casos concretos, reside en la necesidad de disponer de los factores geográficos, forma de la cuenca y frecuencia de la lluvia, que es preciso conocer previamente y que en España por lo general no se conocen (Porta, 1999). Por este motivo, se analizan dos valores de número de curva escorrentía, la primera curva de valores medios (CN media: 86 80 86) y la segunda de valores bajos (CN baja: 40 34 40). Estos dos valores de curva de escorrentía corresponden a un suelo escasamente drenado y un suelo bien drenado obtenidos de la descripción de suelos basada en las clases de drenaje expuestas por Porta y López-Acevedo (2005). En la primera prevalece la escorrentía frente a la infiltración y en la segunda se favorece la infiltración, lo cual desde el punto de vista de la contaminación por nitratos es la condición más desfavorable, tomando así los extremos del rango de variación.

La representación del perfil del suelo para las simulaciones en el PRZM3.12.2 se realizará por medio de tres horizontes homogéneos. El primero de 4 cm, necesario para la aplicación del purín, el segundo de 75 cm, distribuido en 15 capas de 5 cm cada una y finalmente el tercer horizonte de 416 cm, distribuido en 32 capas de 13 cm cada una.

Los contenidos de nitrógeno en el suelo varían en un amplio espectro. Son el resultado de las diferencias entre las entradas y salidas del sistema y las transformaciones internas debido al ciclo del nitrógeno. Las entradas y salidas de nitrógeno del sistema varían de un lugar a otro debido a las diferentes prácticas agrícolas, características físicas del suelo como son el drenaje, la escorrentía y las condiciones climáticas de la zona, hacen que las transformaciones del nitrógeno sean diferentes. Por tal razón es imposible hablar de un valor medio del contenido de nitrógeno en el suelo, pero si se ha visto que los contenidos de nitrógeno en el suelo tienden a disminuir con la profundidad.

Del trabajo experimental realizado en el laboratorio se conoce solamente el contenido de nitrógeno en los primeros 30 cm del suelo. Para realizar la comparación del efecto de la distribución del contenido de nitrógeno en el suelo se buscó la variación de los contenidos de nitrógeno en el suelo con la profundidad presentada por diferentes autores (Martínez y Peu, 2000, Duwig et al., 2003, Cannavo et al., 2004, van der Salm et al., 2007).

En la Figura 53, se muestra la variación porcentual del contenido de nitrógeno respecto al contenido en la superficie del suelo presentada por los autores mencionados anteriormente y las ecuaciones de ajuste lineal de cada una de ellas.

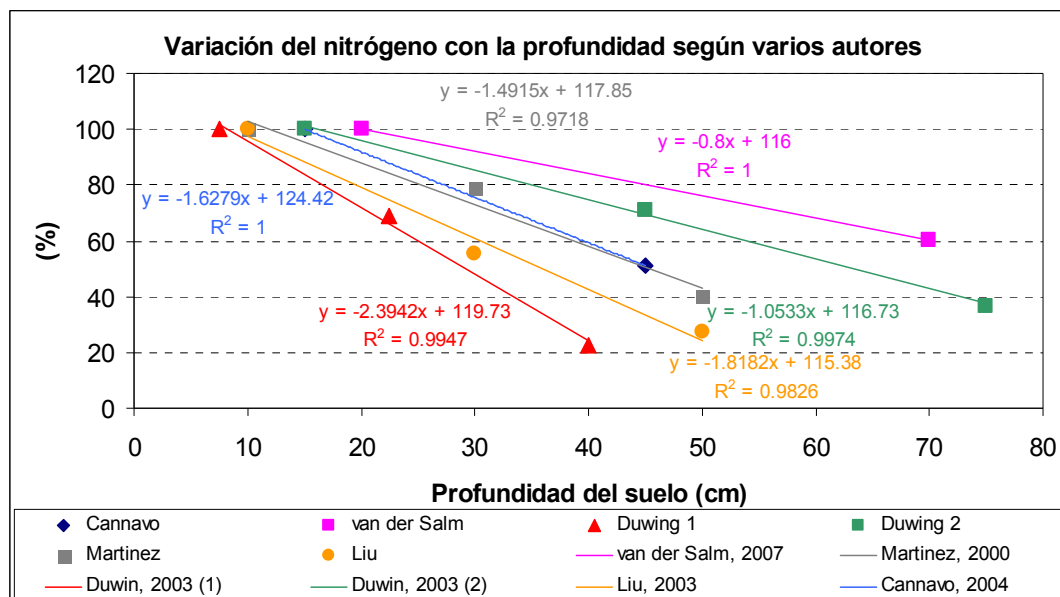


Figura 53. Variación porcentual del contenido de nitrógeno con la profundidad del suelo en función del contenido en la superficie del suelo dada por varios autores. La serie de datos y su correspondiente ecuación de ajuste lineal son representadas por el mismo color.

Para encontrar la distribución del contenido de nitrógeno en perfil del suelo para las simulaciones con el PRZM3.12.2, se calculó el porcentaje de nitrógeno respecto al contenido inicial de las columnas experimentales con las seis ecuaciones de ajuste lineal que se muestran en la figura anterior, para cada uno de los tres horizontes. Dicho análisis presentaba mucha desviación, por lo que se decidió tomar solamente los valores medios calculados con las ecuaciones de Duwig et al., 2003 y de Martínez y Peu, 2000, por ser la combinación de ellas que menos desviación presentaba.

En la Tabla 83 se muestra los datos de la variación del contenido de nitrógeno en el suelo calculados con las ecuaciones de Duwig et al., 2003 y de Martínez y Peu, 2000:

Tabla 83. Variación del contenido de nitrógeno en el suelo calculado con las ecuaciones de Duwig et al., 2003 y de Martínez y Peu, 2000 para las simulaciones con el PRZM3.12.2

| Esesor del horizonte (cm) | % del contenido de nitrógeno respecto al inicial experimental | N_NO ₃ ⁻ (kg N/ha) | N_NH ₄ ⁺ (kg N/ha) | N_Orgánico (kg N/ha) |
|---------------------------|---|--|--|----------------------|
| 4 | 100 | 1.10 | 1.22 | 470.02 |
| 75 | 64.49 | 13.30 | 14.77 | 5683.40 |
| 416 | 21.86 | 25.00 | 27.78 | 10685.57 |

8.3.2. Dosificación y fecha de aplicación del Purín.

El análisis del efecto de la dosis de abonado en forma de purín (batería uno) se basa en La Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991 y su transposición a la legislación española a través del REAL DECRETO 261/1996 de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, donde se establece que la cantidad máxima aplicada por hectárea será la cantidad de estiércol que contenga 170 kg/año de nitrógeno. Se asume como dosis mínima la máxima permitida por dicho decreto (purín L: 170 kg N/año), la intermedia igual al doble (purín 2L: 340 kg N/año), la tercera igual al triple de la mínima (purín 3L: 510 kg N/año) y la extrema diez veces la mínima (purín 10L: 1700 kg N/año). Todas estas dosis se dividieron en dos aplicaciones, al inicio del mes dos y tres, coincidiendo con la época de crecimiento del cultivo.

Dado que en invierno la nitrificación es lenta y la absorción radicular mínima, las épocas más adecuadas para el abonado son la primavera y el verano. La época en que se aplica el fertilizante influirá sobre su tasa de absorción, translocación y su eficiencia final a través de la temperatura, tanto del ambiente como de las raíces, así como por los diversos procesos fisiológicos que se dan en cada una de las épocas de abonado, (Martínez, 2003). Para analizar el efecto de la fecha de aplicación del purín (batería dos) en el nitrógeno retenido en el suelo y las cantidades movilizadas en el ciclo del nitrógeno se utilizó una dosis constante de purín (purín 2L: 340 kg N/año), variando la fecha de aplicación del purín uno, dos o tres meses antes la fecha de inicio de cultivo (L1: mes doce, L2: mes once, L3: mes diez).

8.3.3. Selección del cultivo.

La superficie cultivada de cereales en España es 6.43 millones de hectáreas (17.6% de la superficie cultivada en la Unión Europea), lo cual equivale a una producción de 18.06 millones de toneladas (9.0% de la producción de la Unión Europea). Representa el 50.89% de la superficie agrícola útil de España, siendo la comunidad autónoma de Castilla y León la que más superficie destina a este cultivo (2.11 millones de hectáreas). La producción de trigo media en España en los años 1996 y 2000 fue de 5.75 millones de toneladas, (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2004).

Más del 90% de la superficie cultivada con cereales corresponde a los cultivos de cebada, trigo y maíz. La zona del levante cultiva principalmente Trigo Blando de invierno (4979 ha en secano y 87 ha en regadío), representando el 0.4% de la producción total de España (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992). La superficie destinada a

trigo blando en la comunidad Valenciana se ha mantenido más o menos constante, 4965 ha en 2005 y 4381 ha en 2006, (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2007).

El trigo blando de invierno en la comunidad Valenciana se siembra en otoño (principalmente en noviembre) y la recolección se realiza en verano (principalmente en julio). Como la temporada del cultivo comienza en un año y termina en otro, al introducir el objetivo total anual de toma de nitrógeno en el PRZM.3.12.2 se presenta un conflicto entre qué porcentaje del objetivo total anual se alcanza en cada año. Para evitar este conflicto, las simulaciones se realizaron según el “año agrícola”, es decir comenzando en noviembre y terminando en octubre, modificándose también los ficheros climáticos y de dosificación del purín para que correspondan también al mismo “año agrícola”.

Las recomendaciones de abonado nitrogenado en el trigo están basadas en la cantidad de nitrógeno residual del suelo y en los requerimientos del cultivo en un ambiente dado. Ambos componentes pueden variar considerablemente debido a las condiciones ambientales. Las necesidades de nitrógeno del cultivo pueden ser diferentes según las variedades y las condiciones ambientales, desde 22 a 33 kilogramos de nitrógeno por tonelada de grano producida (López, 1991). Experiencias realizadas por Guerrero (1990), con tres variedades de trigo (Mahissa-1, Crane, y Yécora) para ver su comportamiento frente a diferentes dosis de nitrógeno comprendidas entre 50 y 275 kg N/ha, mostraron que la mayor producción se obtuvo con 125 kg N/ha en la variedad Mahissa-1, 150 kg N/ha en la Crane y 200 kg N/ha en la Yécora. Por este motivo, se tomó como requerimiento alto y bajo del cultivo, 200 y 125 kg N/ha respectivamente, y como el PRZM.3.12.2 toma estos requerimientos para todo el periodo de simulación (5 años), los datos de entrada en el fichero de inicio son 1000 y 625 kg N/ha, respectivamente.

A continuación se muestra el resumen de las características de las dos baterías de simulaciones y las simulaciones blanco con las que se comparan:

Batería número uno:

- Longitud: 5 metros
- **Periodo de simulación: 5 años**
- **Granulometría del suelo: Fina: suelo tamizado con un tamiz de malla 2 mm
Gruesa: 46% de gravas (máximo porcentaje presente en las columnas experimentales)**

- Contenido de nitrógeno del suelo:
 - Fina: N_NO₃⁻: 136.07 kg/ha, N_NH₄⁺: 151.19 kg/ha,
N_Org: 58164.71 kg/ha
 - Gruesa: N_NO₃⁻: 73.48 kg/ha, N_NH₄⁺: 81.64 kg/ha,
N_Org: 31408.95 kg/ha
- Curva de escorrentía: CN baja (40 34 40), favorece la infiltración
CN media (80 74 80), favorece la escorrentía
- **Purín aplicado: dividido en dos aplicaciones, mes 2 y mes 3**
 - PL: 170 kg N/ha/año**
 - P2L: 340 kg N/ha/año**
 - P3L: 510 kg N/ha/año**
 - P10L: 1700 kg N/ha/año**
- Requerimientos de nitrógeno por el cultivo: Sin plantas
 - Bajos: 125 kg N/ha/año**
 - Altos: 200 kg N/ha/año**

Batería número dos:

- Longitud: 5 metros
- **Periodo de simulación: seis años (cinco años con cultivos más uno sin presencia de cultivos)**
- **Granulometría del suelo: Gruesa: 46% de gravas (máximo porcentaje presente en las columnas experimentales)**
- Contenido de nitrógeno del suelo:
 - Gruesa: N_NO₃⁻: 73.48 kg/ha, N_NH₄⁺: 81.64 kg/ha,
N_Org: 31408.95 kg/ha
- **Purín aplicado: 340 kg N/ha/año (una sola aplicación anual durante los primeros cinco años)**
- Curva de escorrentía: CN baja (40 34 40), favorece la infiltración
CN media (80 74 80), favorece la escorrentía
- **Fecha aplicación del purín: L1: mes doce (un mes antes del inicio del cultivo)**
L2: mes once (dos meses antes del inicio del cultivo)
L3: mes diez (tres meses antes del inicio del cultivo)
- Requerimientos de nitrógeno por el cultivo: Sin plantas
 - Bajos: 125 kg N/ha/año**

Simulaciones blanco:

- Longitud: 5 metros
- Periodo de simulación: 5 años (batería uno), 6 años (batería dos)
- Granulometría del suelo: Fina: suelo tamizado con un tamiz de malla 2 mm
Gruesa: 46% de gravas (máximo porcentaje presente en las columnas experimentales)
- Contenido de nitrógeno del suelo:
 - Fina real: N_NO₃⁻: 136.07 kg/ha, N_NH₄⁺:151.19 kg/ha,
N_Org: 58164.71 kg/ha
 - Gruesa real: N_NO₃⁻: 73.48 kg/ha, N_NH₄⁺: 81.64 kg/ha,
N_Org: 31408.95 kg/ha
- Curva de escorrentía: CN baja (40 34 40), favorece la infiltración
CN media (80 74 80), favorece la escorrentía
- **Purín aplicado: Purín 0L: 0 kg N/ha/año**
- Requerimientos de nitrógeno por el cultivo: Sin plantas

8.4. RESULTADOS DE LAS BATERÍAS DE SIMULACIONES.

El fin último de las dos baterías realizadas es saber cuál combinación de tipo de suelo, dosis de purín y tratamiento de cultivo realizado cumple con la normativa ambiental y con el objetivo de aprovechamiento del purín como fertilizante. Para cumplir con estos objetivos se comparan los resultados de las simulaciones con su respectiva simulación blanco.

Los resultados de las diferentes simulaciones se mostrarán por separado para el contenido de nitrógeno en el suelo en forma de nitratos, amoniacal y orgánico, así mismo para los principales procesos del ciclo del nitrógeno (mineralización, nitrificación y desnitrificación y toma de nitrógeno por las plantas) y las concentraciones de nitratos esperadas a 105 cm de profundidad.

8.4.1. Resultados Batería número uno.

8.4.1.1. Análisis del contenido de nitratos en el suelo durante cinco años de simulación.

A continuación se muestran los resultados del análisis del contenido de nitratos durante cinco años de simulación. Sólo se muestran los resultados de las condiciones más extremas que corresponden a:

- **Sin plantas:** CN media, granulometría fina y dosis: PL, P2L, P3L y P10L.
CN media, granulometría gruesa y dosis: PL, P2L, P3L y P10L.
CN baja, granulometría gruesa y dosis: PL, P2L, P3L y P10L
- **Con plantas:** CN media, granulometría fina y dosis: PL, P2L, P3L y P10L.
CN media, granulometría gruesa y dosis: PL, P2L, P3L y P10L.
CN baja, granulometría gruesa y dosis: PL, P2L, P3L y P10L

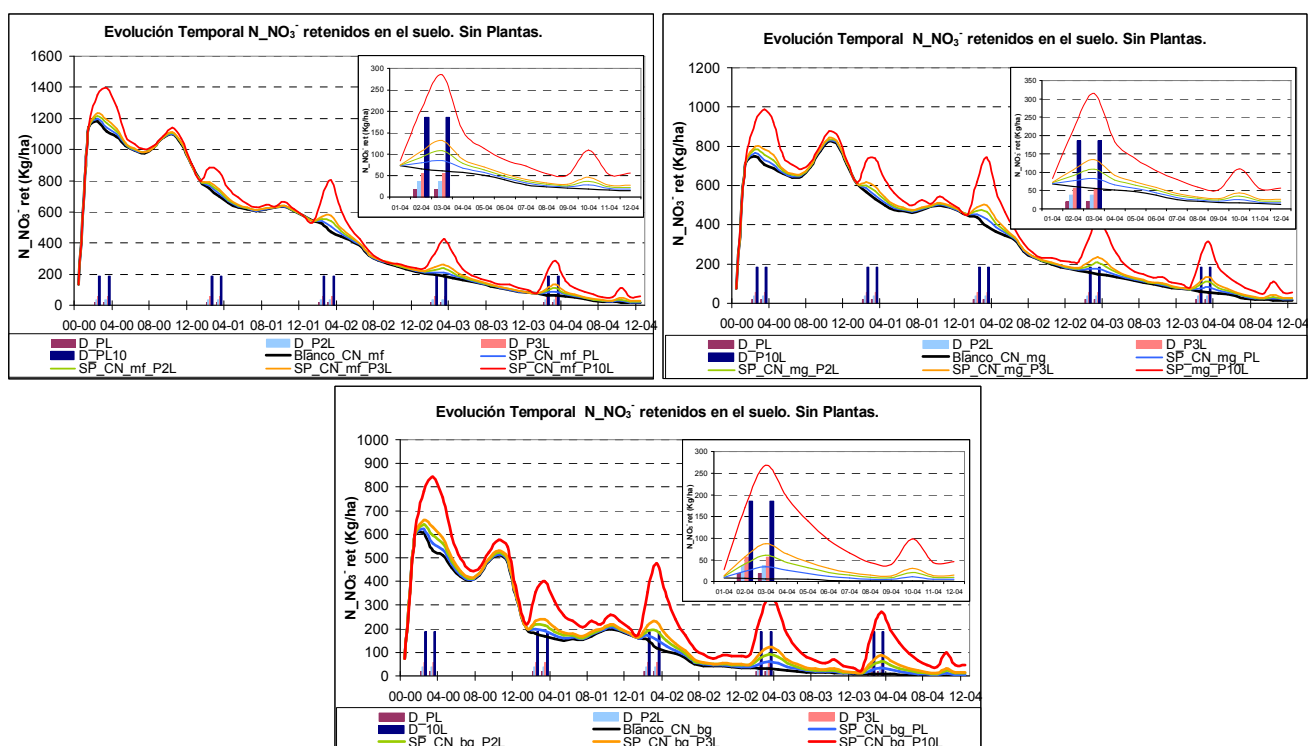


Figura 54. Variación del contenido de nitratos en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

En primer lugar se analizará el efecto de la aplicación del purín en las simulaciones sin plantas. Como se puede ver en la Figura 54, en todas las simulaciones el contenido de nitratos

en el primer mes presenta un gran incremento. Estos incrementos son debidos a la mineralización y posterior nitrificación del contenido inicial de nitrógeno orgánico en el suelo. No son consecuencia de la aplicación del purín porque la primera dosificación se realiza en el segundo mes. El mínimo incremento se presenta en las simulaciones con granulometría fina, CN baja y con cultivos (de 136.1 a 970.3 kg N_{NO₃⁻}/ha) y el máximo incremento en las simulaciones con granulometría gruesa, CN media y sin cultivos (de 73.5 a 709.4 kg N_{NO₃⁻}/ha), lo cual significa un incremento de más de siete y nueve veces su contenido inicial, respectivamente.

En los dos primeros años, los contenidos de nitratos totales en el perfil del suelo simulados no se diferencian significativamente entre las diferentes situaciones, independientemente de que se produzca aplicación de purín o no (excepto la dosis P10L) y en presencia o no de plantas, debido a que:

- La dosis de purín anual aplicada de nitratos respecto al alto contenido inicial de nitrógeno en el suelo no es muy significativo: 37.2 kg N_{NO₃⁻}/ha para la dosis PL, 74.4 kg N_{NO₃⁻}/ha para la dosis P2L y 111.6 kg N_{NO₃⁻}/ha para la dosis P3L, frente a los 136.1 y 73.5 kg N_{NO₃⁻}/ha iniciales en el suelo para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente. Los nitratos aportados en la dosis PL representan el 27.3 y 50.6% respecto al contenido inicial de nitratos en el suelo (para las simulaciones con granulometría fina y gruesa respectivamente). Así mismo, los nitratos aportados con la dosis P2L representan el 54.7 y 101.3% y los de la dosis P3L el 82.0 y 151.9% respecto al contenido inicial de nitratos en el suelo (para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente).
- Los incrementos de nitratos del primer mes debido a la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno orgánico inicial en el suelo son muy importantes. Varían entre 501.3 y 1003.5 kg N_{NO₃⁻}/ha para las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa y CN media y granulometría fina, respectivamente. El aporte de nitratos asociados a la aplicación del purín a partir del segundo mes supone un pequeño porcentaje de los nitratos totales al final del primer mes. Así, por ejemplo, la dosis PL representa entre el 3.3 y 6.5% respecto al contenido de nitratos totales al final del primer mes para el suelo de granulometría fina y gruesa, respectivamente. En el caso de la dosis P2L este porcentaje es mayor, entre el 6.5 y 12.9% y para la dosis P3L entre el 9.8 y 19.4% (granulometría fina y gruesa, respectivamente).
- Sólo la dosis máxima (P10L = 372 kg N_{NO₃⁻}/ha) afecta el contenido de nitratos en el suelo desde el primer año porque los nitratos que aporta son muy significativos. Dicha dosis de nitratos representa entre el 32.6 y el 64.7% respecto al alto contenido de nitratos totales al final del primer mes (contenido inicial más las ganancias por la mineralización y

posterior nitrificación del nitrógeno orgánico inicial en el suelo) y aproximadamente entre tres y cinco veces el contenido inicial de nitratos en el suelo (para la granulometría fina y gruesa, respectivamente).

A partir del tercer año, los contenidos de nitratos simulados presentan diferencias más significativas entre las simulaciones con aplicación de purín o no, presentándose un pico debido a la aplicación de purín en los meses dos y tres de cada año. El contenido de nitratos vuelve a bajar debido a la desnitrificación. En el mes diez del año 04 se presenta un incremento de nitratos en el suelo porque las pérdidas por desnitrificación en dicho mes son menores que las ganancias por nitrificación. Esto es debido a que tanto en este mes como en los meses anteriores la precipitación fue muy baja, por lo que no se presenta la humedad necesaria para que desnitrifique en la medida como lo hacía hasta ese momento.

En general, las simulaciones con CN media acumulan más nitratos que las simulaciones con CN baja porque aquellas presentan menos pérdidas por desnitrificación. Esto es debido a que en las simulaciones con CN media se favorece la escorrentía frente a la infiltración y el perfil está menos saturado de agua que en la CN baja, donde se presenta desnitrificación en casi todo el perfil del suelo. Por ejemplo, el contenido de nitratos en todo el perfil del suelo en el mes cuatro del tercer año de simulación para la configuración con suelo compacto (CN media), granulometría fina y dosis de purín P10L es de 609.82 kg $N_{NO_3^-}$ /ha, mientras para la configuración con suelo bien drenado (CN baja) y las mismas condiciones de granulometría y dosis de purín es de 325.74 kg $N_{NO_3^-}$ /ha.

Las simulaciones con granulometría fina presentan mayor contenido total de nitratos al final del periodo analizado que las realizadas con granulometría gruesa. Por ejemplo la simulación con CN media, dosis de purín P10L y granulometría gruesa contiene 578.81 kg $N_{NO_3^-}$ /ha en todo el perfil del suelo, mientras para las mismas características pero con granulometría fina el contenido total es de 609.82 kg $N_{NO_3^-}$ /ha). Este hecho es debido no sólo a su alto contenido inicial, sino también al aporte por la mineralización del nitrógeno orgánico, que también es mucho más alto, y su posterior nitrificación.

A continuación se analizará el efecto de la aplicación de purín en las simulaciones con plantas.

Para analizar el efecto de la presencia de las plantas en el contenido de nitratos en el suelo, es necesario comparar sólo el contenido de nitrógeno en la zona de raíces, ya que es en esta zona donde ellas toman el nitrógeno. Analizar las variaciones del contenido de nitratos en todo el perfil del suelo enmascara los efectos de las plantas y la aplicación del purín. Por tal

motivo, se analizará la evolución temporal del contenido de nitratos en la zona de raíces (105 cm), ver Figura 55.

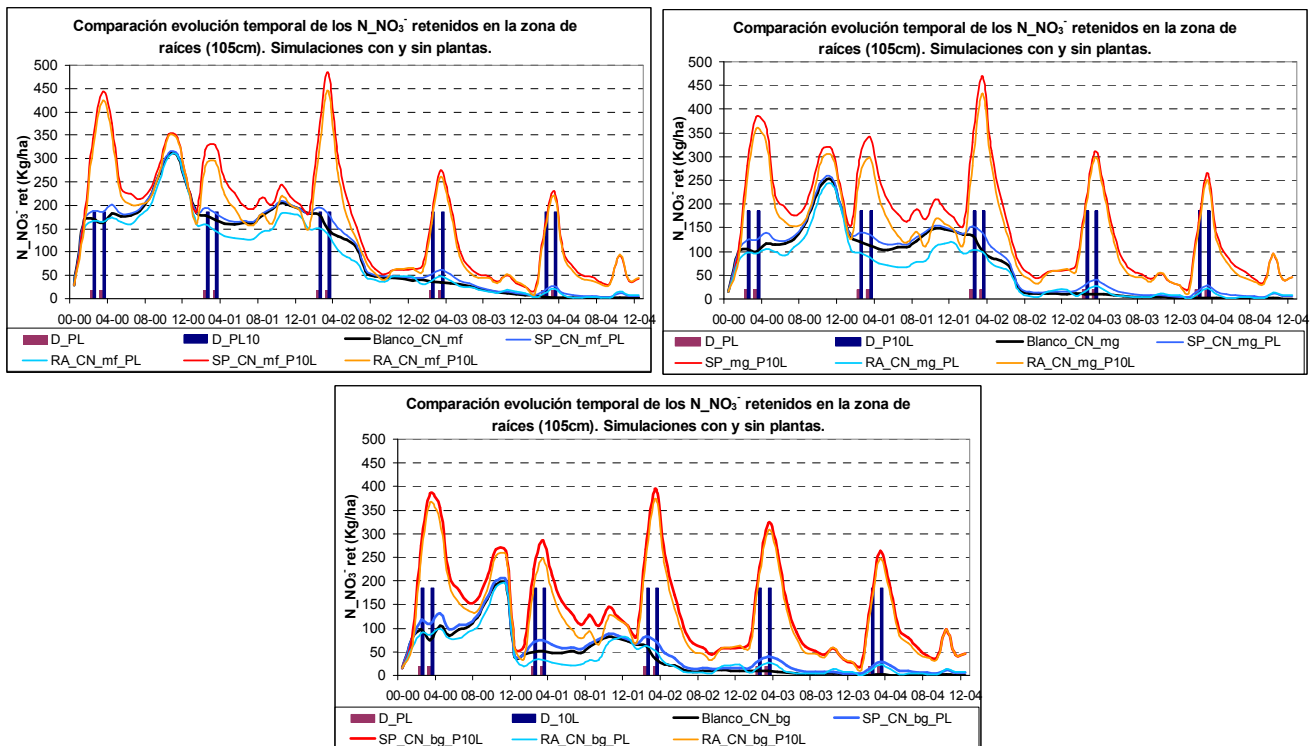


Figura 55. Comparación de la variación del contenido de nitratos durante cinco años de simulación (kg N/ha) en la zona de raíces del suelo (105 cm). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 0, 170 y 1700 kg N/ha/año (Blanco, D_PL y D_P10L).

Como se puede ver en la Figura 55, el contenido de nitratos en las simulaciones sin plantas siempre es mayor que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas. Este hecho es debido a la adición de nitratos y a la ausencia de plantas que los tomen del suelo siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta. Por ejemplo, el contenido de nitratos hasta 105 cm de profundidad en el mes diez del segundo año de simulación para la configuración con dosis de purín P10L, CN media, granulometría fina y sin presencia de plantas es de 243.92 kg N_{NO₃⁻}/ha, mientras que en presencia de plantas es de 219.22 kg N_{NO₃⁻}/ha y en la simulación blanco (sin purín) es de 205.65 kg N_{NO₃⁻}/ha.

Para dicha fecha, los incrementos de nitratos respecto a su correspondiente simulación blanco para las simulaciones sin plantas con dosis de purín PL, varían entre el 1.72 y el 7.66% (CN media, granulometría fina y CN baja, granulometría gruesa, respectivamente). Para la dosis P10L, estos incrementos son mucho más altos, varían entre el 18.61 y el 76.69% (CN media, granulometría fina y CN baja, granulometría gruesa, respectivamente). Las simulaciones con plantas y dosis de purín PL, presentan un comportamiento inverso. Los

contenidos de nitratos en la zona de raíces presentan una disminución respecto a su correspondiente simulación blanco de entre el 11.70 y 25.75% (CN media, granulometría fina y CN media, granulometría gruesa, respectivamente) debido a la toma de nitratos por las plantas. Este hecho no se presenta en las simulaciones con dosis de purín P10, donde el nitrógeno aplicado compensa el nitrógeno tomado por las plantas, provocando un incremento respecto a su blanco que varía entre el 6.59 y el 54.60% (CN media, granulometría fina y CN baja, granulometría gruesa, respectivamente). Este incremento de nitratos respecto a su simulación blanco es menor que el obtenido en las simulaciones sin plantas debido a la toma de nitratos por las mismas.

Las diferencias en los nitratos retenidos en la zona de raíces entre las simulaciones con y sin plantas, son mayores durante los primeros dos años analizados. Este hecho se debe a que el contenido inicial de nitratos en el suelo es alto, por tal motivo las plantas toman los nitratos del suelo más que de la dosis de purín aplicada, quedando dicho nitrógeno aportado retenido en la capa superior y/o disponible para su transporte hacia zonas más profundas. A partir del tercer año, el contenido de nitratos disminuye, principalmente en la zona de raíces, quedando menos nitratos disponibles para las plantas, por tal motivo las plantas toman fundamentalmente el nitrógeno aportado por el purín.

A partir del tercer año en las simulaciones con plantas y aplicación baja de purín, los contenidos de nitratos comienzan a fluctuar alrededor de los de su correspondiente simulación blanco. Los motivos que originan este hecho son por un lado, el agotamiento del contenido de nitrógeno en el suelo debido a la toma de nitrógeno por las plantas y por otro lado, debido al incremento anual en los meses diez, once y doce por la ausencia de las mismas.

En general, al igual que en las simulaciones sin plantas, las simulaciones con granulometría fina y plantas presentan mayores contenidos de nitratos que las con granulometría gruesa y plantas. Así mismo, las simulaciones con CN media y plantas presentan mayor contenido de nitratos que las simulaciones con CN baja y plantas.

En la siguiente figura se muestra la variación de los nitratos contenidos al final de los cinco años de simulación según la dosificación de purín.

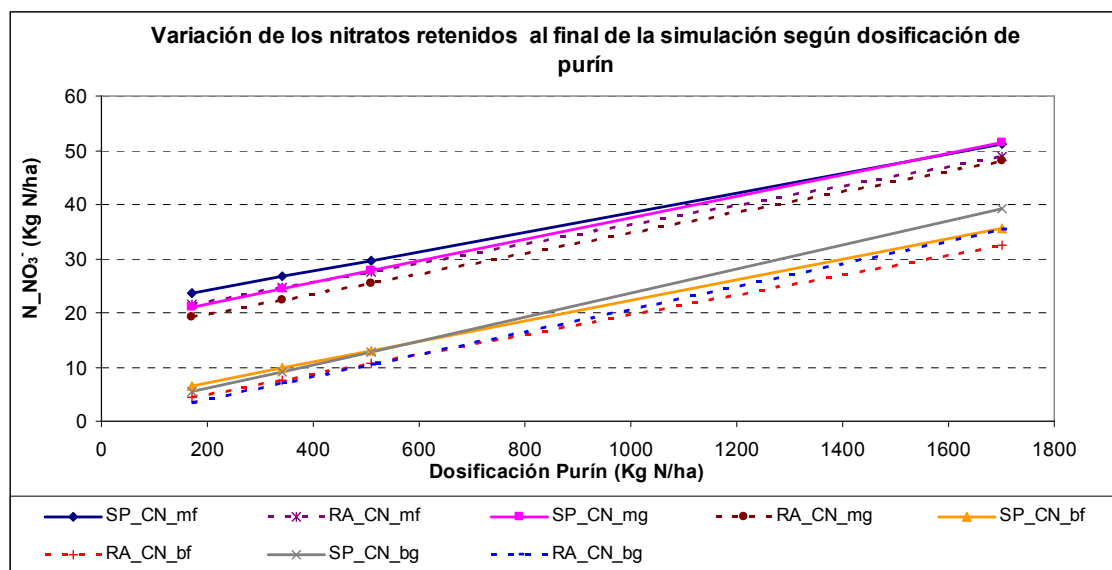


Figura 56. Variación de los nitratos retenidos al final de cinco años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría fina (CN_bf), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo.

Como se puede ver en la Figura 56, todas las configuraciones presentan una tendencia lineal creciente entre los nitratos retenidos frente a la dosificación del purín. Los nitratos retenidos en el suelo al final de las simulaciones son mayores en las simulaciones de dosificación alta de purín y menores en las de dosificación baja. Diferentes autores encontraron la misma relación con tratamientos con aplicación de nitrógeno, bien sea por fertilizantes o compost (Ottman y Pope, 2000; Liu et al., 2003; Bar-Tal et al., 2004; Saseendran et al., 2004). También se observa, que el contenido de nitratos esperados en las simulaciones sin plantas es siempre mayor que en las de requerimientos altos del cultivo y que en la simulación blanco.

De la Figura 56 se puede inferir que tras cinco años de doble aplicación anual de purín y precipitación típica de la zona, el mayor contenido de nitratos que se puede esperar en todo el perfil del suelo es de 51.43 kg $N_{NO_3^-}$ /ha (una reducción del 30% respecto a su contenido inicial) y ocurrirá en un suelo de cinco metros de profundidad, CN media, dosis alta (10PL: 1700 kg N/ha/año) y sin plantas que extraigan nitrógeno del suelo. El menor contenido de nitratos que se puede esperar es de 3.48 kg $N_{NO_3^-}$ /ha (una reducción del 95% respecto a su contenido inicial) con requerimientos altos del cultivo, granulometría gruesa, CN baja y dosificación de purín baja (PL: 170 kg N/ha/año).

Una posible situación real de riesgo se puede presentar en un suelo con buen drenaje (CN baja), contenido inicial de nitrógeno en el suelo real, granulometría gruesa y dosificación de purín 10L, la cual con presencia de plantas presentaría un contenido de nitratos de 35.32 kg N_{NO₃⁻}/ha al final de cinco años de precipitación típica de la zona de estudio (una reducción del 51.9% respecto a su contenido inicial) y sin plantas presentaría un contenido de nitratos de 39.12 kg N_{NO₃⁻}/ha (una reducción del 46.8% respecto a su contenido inicial).

En la Tabla 84 se muestra el incremento porcentual promedio del contenido de nitratos al final de las simulaciones respecto a su simulación blanco (suelo sin plantas ni aplicación de purín) en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escurrentía.

Tabla 84. Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitratos respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escurrentía, con y sin plantas.

| | Sin Plantas (%) | Con Plantas (%) |
|-------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Dosis PL | 90.59 | 40.86 |
| Dosis P2L | 181.41 | 125.51 |
| Dosis P3L | 271.51 | 210.32 |
| Dosis P10L | 906.90 | 818.02 |
| CN Media | 67.02 | 55.18 |
| CN Baja | 658.18 | 542.18 |

Todas las simulaciones presentan un incremento en los nitratos retenidos finales respecto a su simulación blanco, siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis de purín aumenta. Este incremento es menor en presencia de plantas porque ellas toman el nitrógeno principalmente del purín. Así mismo, si analizamos según la curva de escurrentía, la CN baja presenta un incremento porcentual promedio respecto a su simulación blanco mucho mayor que en la CN media. Por lo que se puede concluir que si se hace una aplicación de purín alta (P10L) sobre un suelo bien drenado (CN baja) y sin plantas se puede esperar la mayor diferencia en el contenido de nitratos al final de las simulaciones con respecto a dejar el suelo sin aplicación de purín ni cultivo que extraiga nitrógeno del suelo.

En la Figura 57 se muestra la variación mes a mes del contenido de nitratos en el suelo durante los cinco años analizados para la simulación con CN media, suelo fino y aplicación de purín P10L, por ser la que mayor contenido de nitratos presenta.

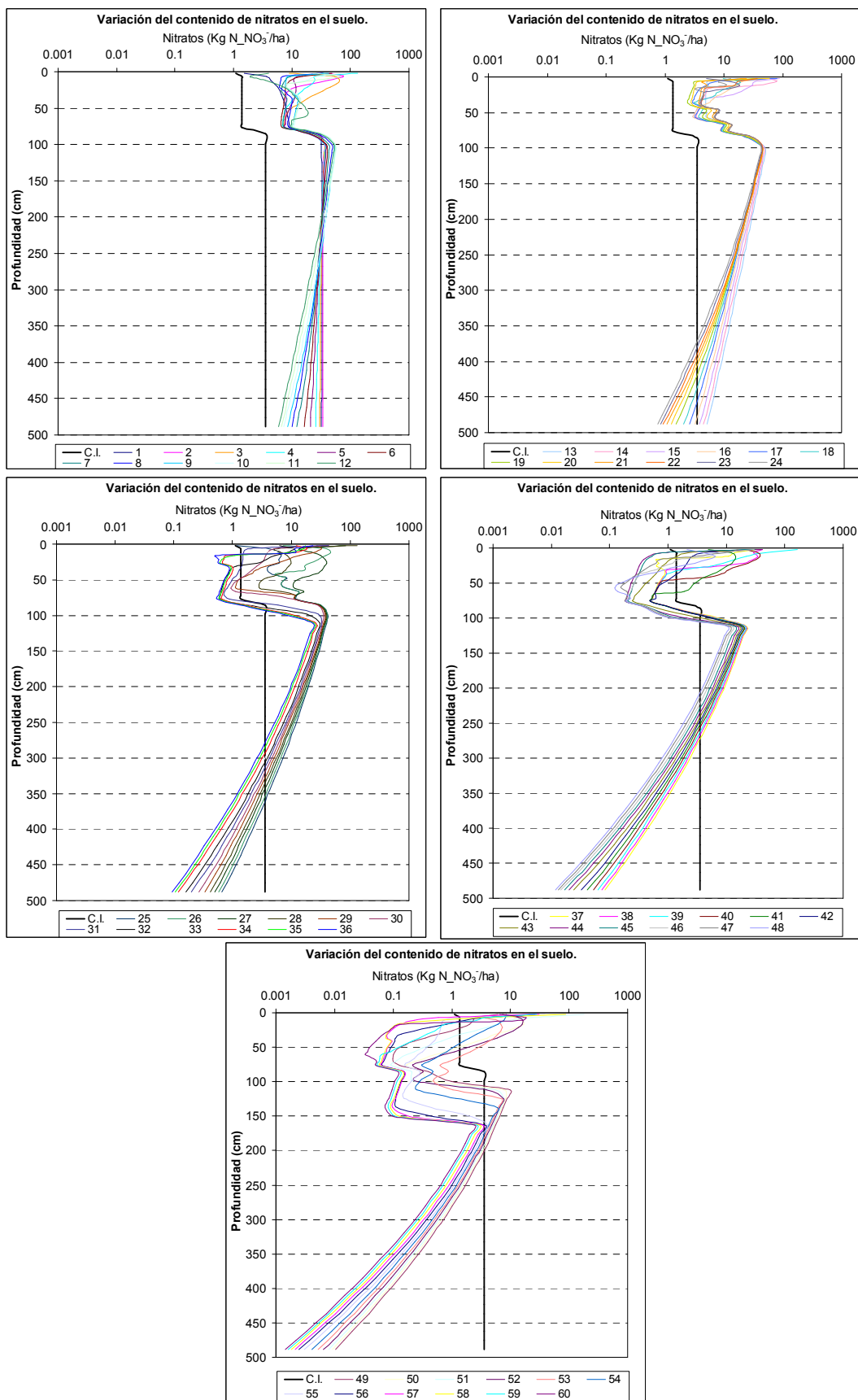


Figura 57. Variación mensual (eje de abscisas, número del mes) del contenido de nitratos para la simulación CN media, granulometría fina, dosis P10L y sin plantas.

En el año 00 de simulación, como se puede ver en la Figura 57, el primer mes de simulación presenta un gran incremento de los nitratos retenidos en todo el perfil del suelo debido a la mineralización y posterior nitrificación del alto contenido de nitrógeno orgánico inicial en el suelo. Este incremento de nitratos es menor en el horizonte superior del suelo debido al desplazamiento hacia zonas más profundas, tanto del contenido inicial de nitratos como de las ganancias por mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno orgánico inicial del suelo, debido al movimiento del agua causado por la lluvia de dicho mes.

A partir del segundo mes, cuando se realiza la primera aplicación de purín, se nota un incremento en el horizonte superior (0 a 90 cm), debido al aporte de nitrógeno del purín. Este incremento comienza a moverse hacia el segundo horizonte (90 a 200 cm) donde, aunque hay desnitrificación, el incremento de nitratos por la mineralización y nitrificación del nitrógeno del purín es mayor. Por el contrario, el último horizonte (200 a 495 cm) presenta una disminución mes a mes debido a la desnitrificación de los nitratos contenidos en el suelo. Dicha desnitrificación es más alta en este horizonte del suelo por estar más húmedo (zona más profunda del suelo que no está afectada por la evaporación) lo que produce una disminución casi lineal decreciente de los nitratos con la profundidad.

A partir del segundo año se distinguen dos horizontes diferentes. El primero, de 0 a 100 cm, donde los nitratos fluctúan debido a la adición de nitrógeno del purín y las distintas transformaciones que le ocurren. El segundo, de 100 a 495 cm, donde se presenta una disminución mes a mes debido a que la desnitrificación es mayor que las ganancias por nitrificación y a que el aporte de nitrógeno del purín no alcanza dicho horizonte. El contenido de nitratos comienza a disminuir año a año, tanto en el horizonte superior que está afectado por la aplicación del purín, como en el segundo donde éste no alcanza a llegar, debido a que la desnitrificación es mayor que el aporte de nitrógeno del purín y las ganancias por nitrificación del nitrógeno orgánico del purín y del contenido en el suelo.

En el último año, el horizonte uno se amplía hasta los 150 cm. Esto es debido a que al principio de este año se presenta mayor cantidad de agua que infiltra hasta dicha profundidad debido a la alta precipitación, generándose una capa más húmeda donde se presenta mayor desnitrificación y por lo tanto, aunque se aplique purín, la reducción de los nitratos contenidos en el suelo por desnitrificación es más importante.

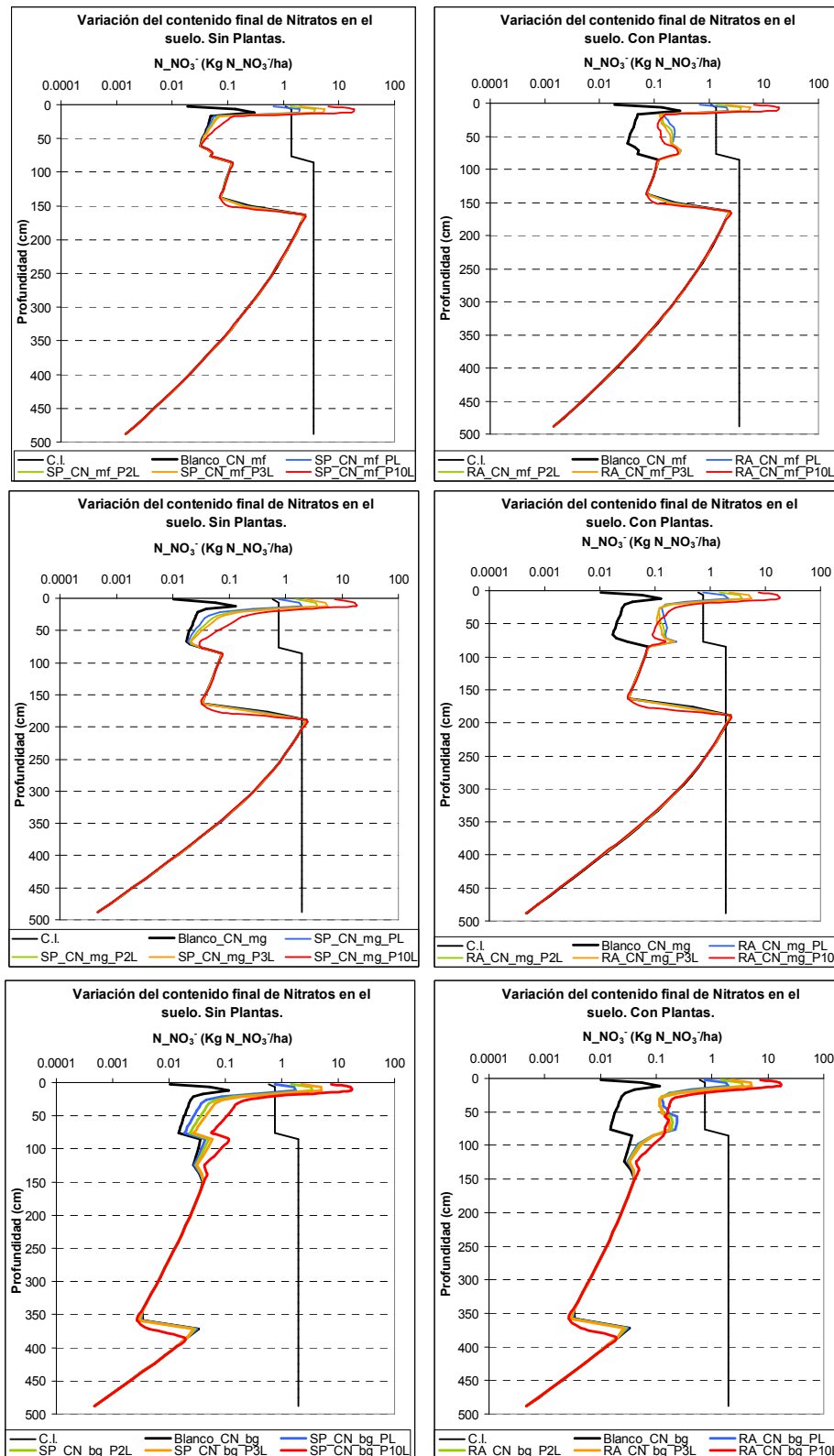


Figura 58. Variación del contenido de nitratos con la profundidad del suelo al final de cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L).

En la Figura 58 se muestra la variación del contenido de nitratos en el perfil del suelo al final de los cinco años de simulaciones para las configuraciones CN media con suelo de granulometría fina y gruesa y CN baja con suelo de granulometría gruesa, tanto en presencia de plantas como sin ellas. En todas las simulaciones, tanto con plantas como sin ellas, se presentan dos horizontes diferentes. En el primero, el contenido de nitratos varía de un valor máximo en la superficie debido al aporte de nitrógeno del purín siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta y disminuyendo hasta el inicio del segundo horizonte. En este segundo horizonte se produce un salto en el contenido de nitratos hacia un valor mayor, debido a las ganancias de los nitratos transportados con el agua durante los cinco años de simulación. El contenido de nitratos decrece desde este punto hasta un contenido mínimo al final del perfil. Esta mayor disminución de nitratos del segundo horizonte es debida a una desnitrificación prácticamente continua, ya que este horizonte no está afectado por las pérdidas de humedad debido a la evaporación, presentándose la humedad necesaria para que dicho proceso ocurra casi durante todo el tiempo de simulación.

La extensión del primer horizonte varía según la granulometría del suelo y la curva de escorrentía. Para las configuraciones con CN media y granulometría fina este llega hasta aproximadamente los 160 cm de profundidad, mientras que con granulometría gruesa, por ser más permeable, alcanza casi los 190 cm de profundidad. Para las configuraciones con CN baja y granulometría fina llega hasta los 320 cm, y con granulometría gruesa hasta los 370 cm. Esta diferencia en la extensión del primer horizonte es debida al transporte de los nitratos contenidos en el suelo, los aportados por el purín y los ganados por nitrificación, gracias a las diferencias en la forma del movimiento del agua provocado por la lluvia a causa de las características del suelo. En las configuraciones con CN media, el transporte de nitratos sólo alcanza a llegar, en muy pocas ocasiones, máximo hasta los 180 cm mientras que en las configuraciones con CN baja, por favorecerse la infiltración frente a la escorrentía, alcanza a llegar en varias ocasiones hasta profundidades de más de 360 cm.

Tanto en la configuración CN media como CN baja, el perfil de nitratos retenidos en el suelo para las simulaciones con granulometría fina y gruesa tienen formas similares, pero con menos nitratos retenidos y desplazado hacia abajo en las simulaciones con granulometría gruesa, debido a su bajo contenido inicial y a que permiten un mayor movimiento de los nitratos en el suelo por ser más permeable.

En las configuraciones sin plantas, los perfiles de nitratos retenidos al final de las simulaciones son similares a los de sus correspondientes simulaciones blanco, sólo difieren en el primer horizonte debido a la aplicación de purín y a la toma de nitrógeno por las plantas.

Las simulaciones con plantas acumulan un poco más de nitratos respecto a sus homólogas sin plantas en la primera zona. Esto se debe a que el modelo PRZM.3.12.2 en presencia de plantas primero extrae del suelo el objetivo mensual de toma de nitrógeno por las plantas y posteriormente realiza los diferentes procesos del ciclo del nitrógeno. Esto hace que la desnitrificación en dicho horizonte sea un poco menor que en las simulaciones sin plantas, generando una retención de nitratos un poco más alta. La presencia de plantas no afecta el segundo horizonte, ya que las raíces del cultivo sólo llegan hasta los 100 cm de profundidad.

8.4.1.2. Análisis del contenido de amonio en el suelo durante cinco años de simulación.

A continuación se muestran los resultados del análisis del contenido de amonio durante cinco años de simulación. Sólo se exponen los resultados de las simulaciones sin plantas para las configuraciones con CN media y granulometría fina y gruesa, y con CN baja y granulometría gruesa, por ser las condiciones más extremas. No se presentan las gráficas de las simulaciones con plantas porque no se diferencian en gran medida de las simulaciones sin plantas. Esto es debido a que las plantas toman principalmente nitrógeno en forma de nitratos porque los contenidos de amonio a partir del primer mes son mucho menores que los de nitratos. Cabe recordar que el contenido de amonio inicial en el suelo es aproximadamente 1.2 veces el contenido de nitratos.

Como se puede ver en la Figura 59, en todas las simulaciones, el contenido de amonio en el primer mes presenta una pequeña reducción. La mínima reducción es de 81.64 a 72.06 kg N-NH₄⁺/ha en la simulación con CN baja, suelo de granulometría gruesa y sin cultivo (9.58% respecto al contenido inicial). La máxima reducción es 151.19 a 139.47 kg N-NH₄⁺/ha en la simulación con CN media, granulometría fina y con cultivos (11.72% respecto al contenido inicial). Estas reducciones son debidas principalmente a la nitrificación del contenido inicial de amonio en el suelo y el ganado por mineralización en dicho mes, ya que las pérdidas por volatilización son muy bajas.

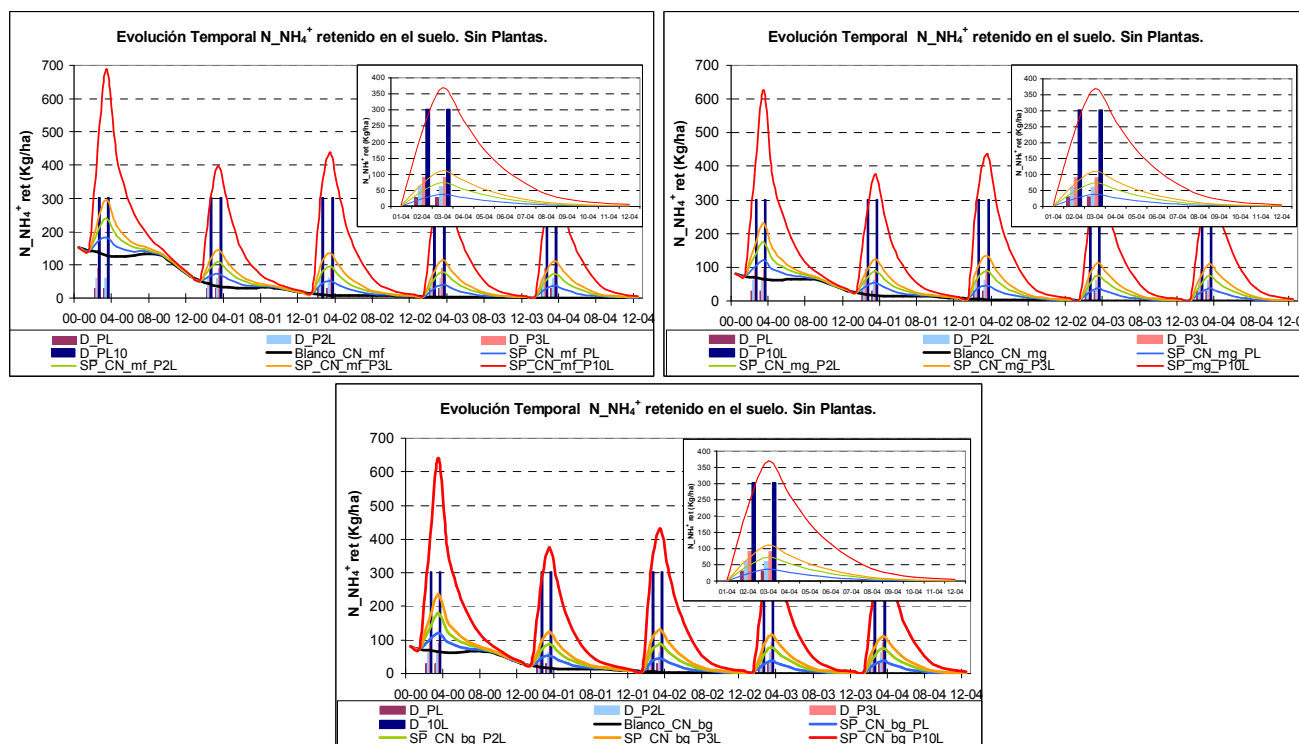


Figura 59. Variación del contenido de amonio en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

El contenido de amonio en el suelo sufre incrementos y posteriores disminuciones relacionados con la aplicación anual de purín. Estos incrementos son muy importantes y son debido principalmente al purín porque:

- La dosis de purín anual aplicada respecto al contenido inicial de nitrógeno en el suelo es muy importante: 60.60 kg N_ NH₄⁺/ha para la dosis PL, 121.20 kg N_ NH₄⁺/ha para la dosis P2L y 181.60 kg N_ NH₄⁺/ha para la dosis P3L, frente a los 151.18 y 81.64 kg N_ NH₄⁺/ha del contenido inicial en el perfil del suelo para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente. El amonio aportado en la dosis PL de purín representa el 40.08 y el 74.23% respecto al contenido inicial de amonio en el suelo (para las simulaciones con granulometría fina y gruesa respectivamente). Así mismo, el amonio aportado con la dosis P2L representa el 80.16 y el 148.45% y el de la dosis P3L el 120.11 y el 222.43% respecto al contenido inicial de nitrógeno en el suelo (para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente).
- Las reducciones del contenido de amonio del primer mes debido a la nitrificación no son muy importantes. Varían entre 9.59 y 11.72 kg N_ NH₄⁺/ha para las simulaciones con CN media y granulometría fina y CN baja y granulometría gruesa, respectivamente. El aporte de amonio asociado a la aplicación del purín a partir del segundo mes supone un

incremento en el porcentaje que representa respecto al amonio total al final del primer mes de simulación debido a dicha pérdida de amonio en la nitrificación. Así, por ejemplo, la dosis PL representa entre el 43.13 y el 85.20% respecto al contenido de amonio total al final del primer mes para el suelo de granulometría fina y gruesa, respectivamente. En el caso de la dosis P2L, este porcentaje aumenta, varía entre el 86.25 y 170.39% para la dosis P2L y para la dosis P3L entre el 129.24 y 255.31% (granulometría fina y gruesa, respectivamente).

- La dosis máxima (P10L) afecta en mayor proporción el contenido de amonio en el suelo en todos los años de simulación porque el nitrógeno que aporta es más de cuatro y nueve veces el contenido inicial de amonio para el suelo de granulometría fina y gruesa, respectivamente. Así mismo, respecto al contenido de amonio al final del primer mes es mayor debido a las pérdidas de amonio por nitrificación.

Estos picos debidos a la dosificación anual de amonio tienen su máximo en el mes tres. Después de la segunda aplicación, los contenidos de amonio comienzan a decrecer hasta llegar a los mismos contenidos que en la simulación blanco al final del periodo de cultivo (mes nueve). Finalmente, el contenido de amonio en el suelo sigue decreciendo al mismo ritmo que lo hace la simulación blanco debido a la nitrificación tanto del amonio ganado por la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo como del aportado por el purín.

El contenido de amonio durante el periodo comprendido entre la primera aplicación de purín y el mes nueve en las simulaciones sin plantas siempre es ligeramente mayor que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas, debido a la adición de amonio siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta.

En general, no existe diferencia en el contenido de amonio entre las simulaciones con CN media y CN baja, ni entre las de granulometría fina y gruesa, porque el paso de amonio a nitratos debido a la nitrificación se puede decir que es inmediato, siendo un poco mayor el contenido de amonio en los suelos de granulometría fina debido a que el contenido inicial de amonio en el suelo es mayor.

En la siguiente figura se muestra la variación del amonio contenido al final de los cinco años de simulación según la dosificación de purín.

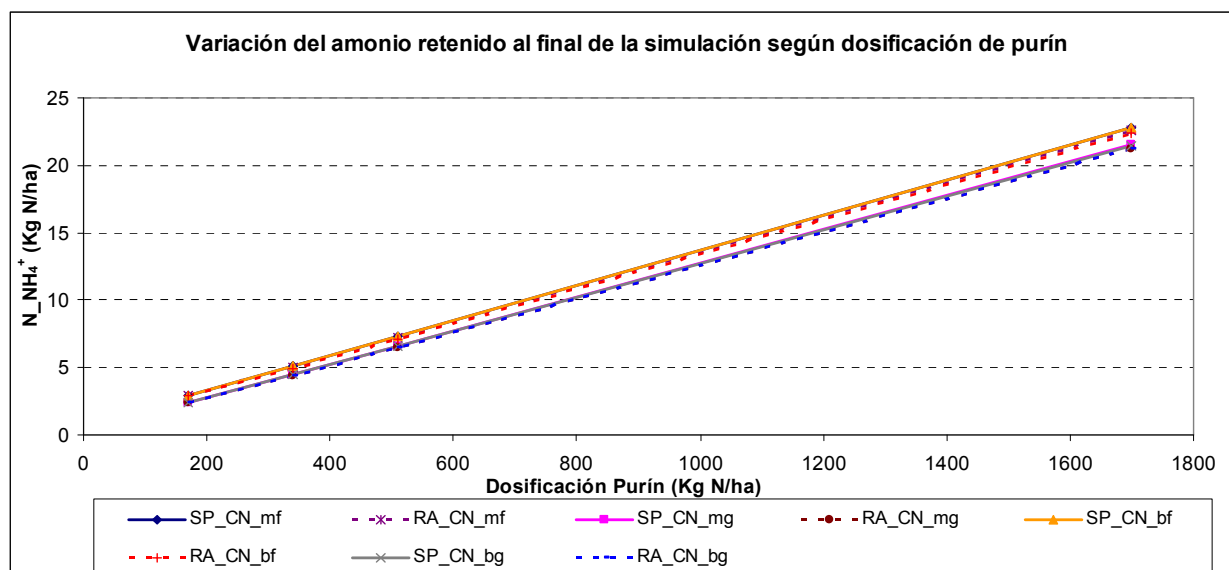


Figura 60. Variación del amonio retenido al final de cinco años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría fina (CN_bf), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo.

Como se puede ver en la Figura 60, todas las configuraciones presentan una tendencia lineal creciente del amonio retenido frente a la dosificación del purín siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis de purín aumenta. Como se dijo anteriormente, el amonio retenido en el suelo al final de las simulaciones no presenta diferencia significativa entre las diferentes simulaciones.

De la Figura 60 se puede inferir que tras cinco años de doble aplicación anual de purín, el mayor contenido de amonio retenido en el suelo que se puede esperar es de 22.80 kg N-NH₄⁺/ha (una reducción del 85% respecto a su contenido inicial), en un suelo de cinco metros de profundidad, granulometría fina, curva de escorrentía media y dosis alta (10PL: 1700 kg N/ha/año) y sin plantas que extraigan nitrógeno del suelo. El menor contenido de amonio que se puede esperar es de 2.40 kg N-NH₄⁺/ha (una reducción del 97% respecto a su contenido inicial) en un suelo de granulometría gruesa, curva de escorrentía baja, requerimientos altos del cultivo y dosificación de purín baja (PL: 170 kg N/ha/año).

Como se puede ver en la Tabla 85, el amonio retenido al final de todas las simulaciones presenta un gran incremento respecto a su simulación blanco, es decir dejar el suelo sin plantas ni aplicación de purín siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis de purín aumenta. Este incremento es mucho mayor que el ocurrido en los nitratos retenidos, porque como ya se había dicho antes, el aporte de amonio del purín respecto al contenido

inicial en el suelo es muy importante (entre 40.1 y 741.8% para la dosis PL y P10L, respectivamente) comparado con el de nitratos (entre 27.3 y 506% para la dosis PL y P10L, respectivamente). Este incremento también es menor en presencia de plantas (excepto para la dosis PL), porque ellas toman el nitrógeno principalmente del purín. No se presenta una diferencia tan significativa en el incremento del contenido de amonio al final de las simulaciones respecto a su simulación blanco entre las simulaciones con CN baja o media como se presenta en los nitratos siendo ligeramente mayor esta diferencia en un suelo compacto (CN media).

Tabla 85. Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de amonio respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas.

| | Sin Plantas (%) | Con Plantas (%) |
|-------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Dosis PL | 605.58 | 614.23 |
| Dosis P2L | 1211.61 | 1190.17 |
| Dosis P3L | 1815.63 | 1779.82 |
| Dosis P10L | 6051.23 | 5972.28 |
| CN Media | 2432.02 | 2406.00 |
| CN Baja | 2410.01 | 2372.25 |

Se puede concluir, que la mayor diferencia que se puede esperar en el contenido de amonio al final de las simulaciones con respecto a dejar el suelo sin aplicación de purín ni cultivo que extraiga nitrógeno del suelo (simulación blanco), ocurre si se realiza una aplicación de purín alta (P10L) sobre un suelo compacto (CN media) y sin plantas.

En la Figura 61 se muestra la variación mes a mes, durante los cinco años de simulación, del contenido de amonio en el suelo para la simulación con CN media, suelo fino y aplicación de purín P10L, por ser la que mayor contenido de amonio presenta.

En el primer mes de simulación se presenta un pequeño incremento del contenido de amonio, principalmente en los horizontes más profundos del suelo, debido a la mineralización del nitrógeno orgánico y al transporte del contenido inicial en el suelo del horizonte superior debido a la lluvia de dicho mes. Dichas ganancias por mineralización son muy altas, pero debido al rápido paso de amonio hacia nitratos (nitrificación), la mayor parte del amonio ganado por mineralización se transforma en nitratos quedando muy poco retenido en forma de amonio.

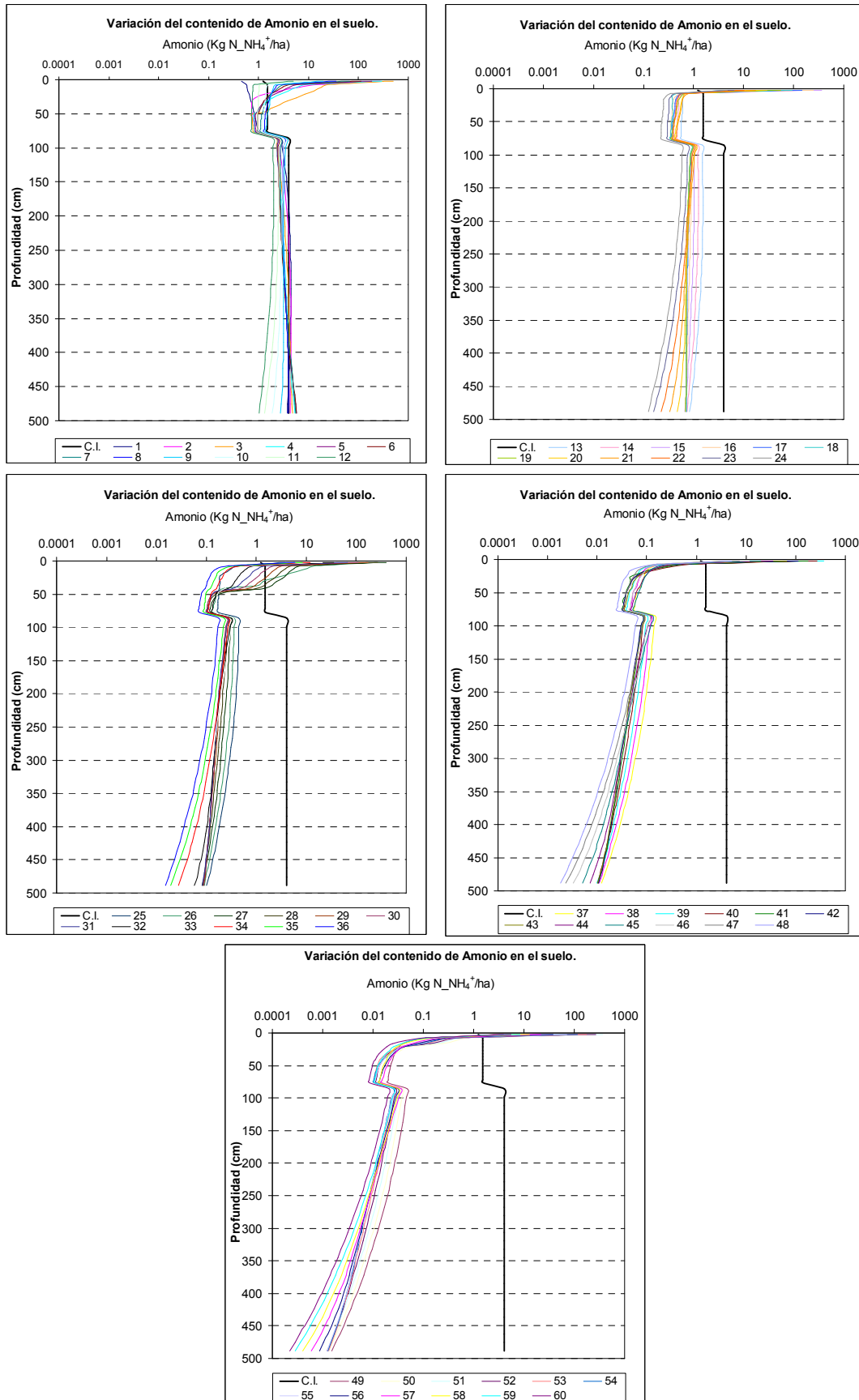


Figura 61. Variación mensual (eje de abscisas, número del mes) del contenido de amonio para la simulación CN media, granulometría fina, dosis P10L y sin plantas.

A partir del segundo mes, cuando se realiza la primera aplicación de purín, se nota un incremento en el horizonte superior (0 a 90 cm), debido a dicho aporte de amonio. Este incremento comienza a moverse lentamente hacia el segundo horizonte (90 a 495 cm), pero no alcanza a ser importante ya que las pérdidas por nitrificación son mayores que las ganancias debido al transporte de amonio. A partir del segundo año, sólo se presentan ganancias de amonio debido al aporte del purín, el cual se percibe sólo en el primer horizonte, ya que en el segundo, se presentan disminuciones mes a mes debido a la nitrificación, tanto del posible nitrógeno ganado por mineralización como del transportado con el agua.

En la Figura 62 se muestra la variación del contenido de amonio en el perfil del suelo al final de los cinco años de simulaciones para las configuraciones CN media con suelo de granulometría fina y gruesa y CN baja con suelo de granulometría gruesa, tanto en presencia de plantas como sin ellas. Todas las simulaciones, tanto con plantas como sin ellas, presentan dos horizontes diferentes. En el primero, el contenido de amonio varía de un valor máximo en la superficie debido al aporte de nitrógeno del purín siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta, disminuyendo hasta el inicio del segundo horizonte alrededor de los 85 cm de profundidad. En este segundo horizonte se produce un salto en el contenido de amonio hacia un valor mayor, debido al transporte de amonio con el agua del horizonte superior. A partir de este punto se presenta una disminución del contenido de amonio casi lineal con la profundidad debido a la nitrificación.

En las configuraciones sin plantas, los perfiles de amonio retenidos al final de las simulaciones son similares a los de su correspondiente simulación blanco, sólo difieren en el primer horizonte debido a la aplicación de purín.

Al igual que en los nitratos retenidos, las simulaciones con plantas presentan un leve incremento en el amonio retenido, respecto a sus homólogas sin plantas, en el primer horizonte.

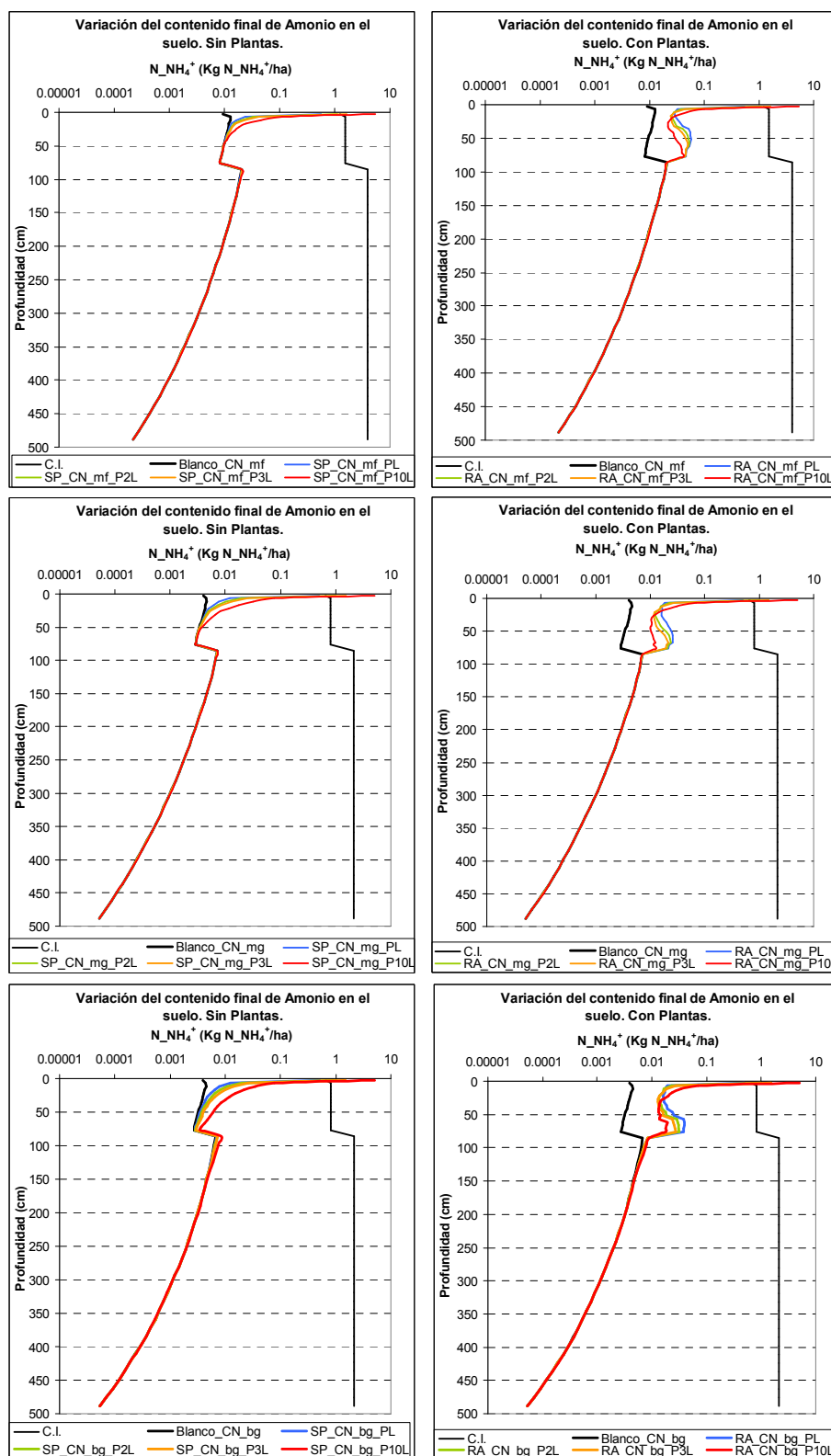


Figura 62. Variación del contenido de amonio con la profundidad del suelo al final de cinco años de simulación ($kg N/ha$). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 $kg N/ha/año$ (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L).

8.4.1.3. Análisis del contenido de nitrógeno orgánico en el suelo durante cinco años de simulación.

A continuación se muestran los resultados del análisis del contenido de nitrógeno orgánico durante cinco años de simulación. Solo se presentan los resultados de las simulaciones sin plantas para las configuraciones con CN media y suelo de granulometría fina y gruesa y con CN baja y suelo de granulometría gruesa, por ser las condiciones más extremas y porque las plantas no toman directamente nitrógeno orgánico.

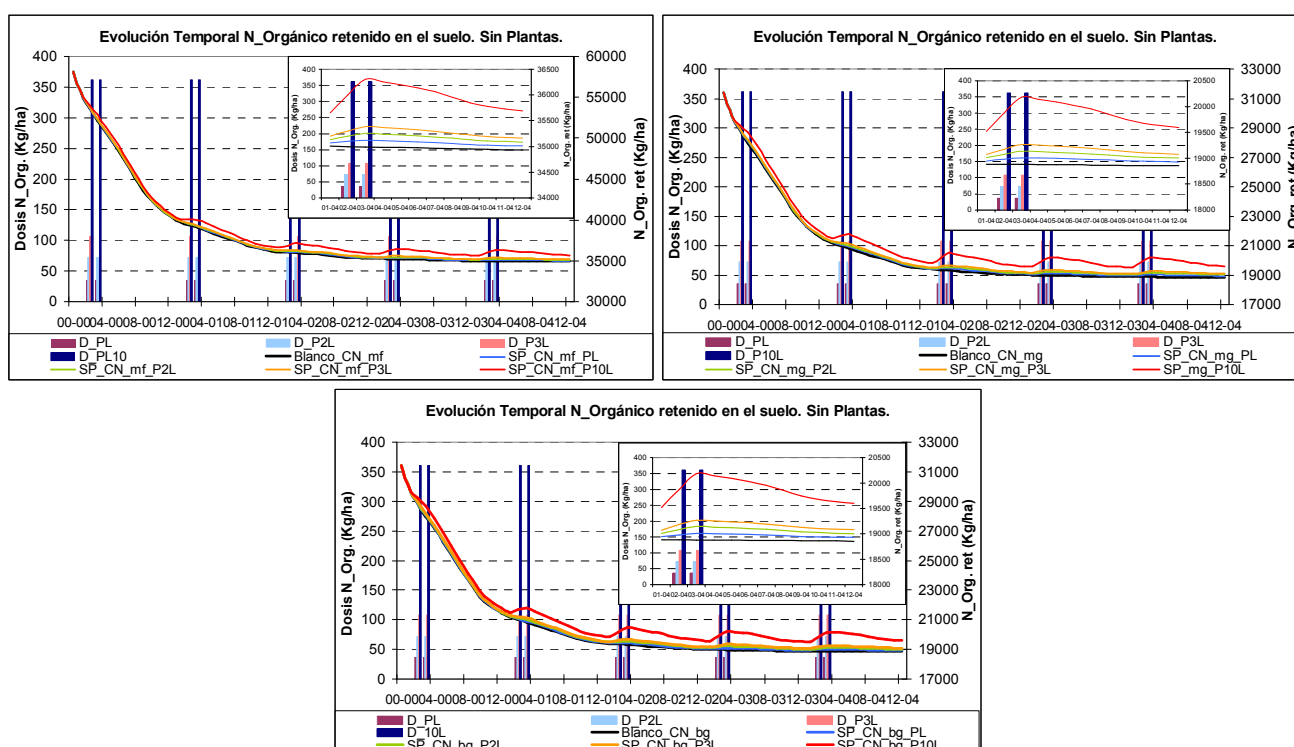


Figura 63. Variación del contenido de nitrógeno orgánico en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (eje de la derecha, kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año respectivamente (eje de la izquierda, D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Como se puede ver en la Figura 63, en todas las simulaciones, el contenido de nitrógeno orgánico disminuye fuertemente durante el primer año debido a la mineralización del contenido inicial en el suelo porque:

- El nitrógeno orgánico aportado por el purín es muy bajo (72.20, 144.60, 216.8 y 722.60 kg N_Orgánico/ha/año para las dosis PL, P2L, P3L y P10L respectivamente) frente al alto contenido inicial en el suelo (58164.71 y 31408.95 kg N_Orgánico/ha para el suelo de granulometría fina y gruesa, respectivamente). El aporte de nitrógeno orgánico

del purín representa para la dosis PL tan sólo el 0.12 y 0.23% respecto al contenido inicial de nitrógeno orgánico en el perfil del suelo para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente. En el caso de la dosis P2L este porcentaje aumenta al 0.25 y 0.46%, para la dosis P3L aumenta al 0.37 y 0.69% y finalmente para la dosis P10L aumenta al 1.24 y 2.30%, para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente.

- Las pérdidas de nitrógeno orgánico debido a la mineralización del primer año son mucho mayores que la dosis de purín aplicada. Las mínimas pérdidas de nitrógeno orgánico en todo el perfil del suelo registradas en el primer año son de 11466.63 kg N_Orgánico/ha (36.51% respecto al contenido inicial de nitrógeno orgánico) en la simulación con CN baja, granulometría gruesa, dosis P10L y plantas y las máximas pérdidas son de 21876.83 kg N_Orgánico/ha (37.61% respecto al contenido inicial de nitrógeno orgánico) en la simulación con CN media, granulometría fina, dosis PL y sin plantas.

Esta disminución de nitrógeno orgánico continúa durante el segundo año pero con menor intensidad ya que la mayoría del nitrógeno orgánico soluble del suelo, que es el que se mineraliza, se ha agotado.

A partir del tercer año, el contenido de nitrógeno orgánico se estabiliza, creándose pequeños picos durante las aplicaciones de purín. Tanto el contenido de nitrógeno orgánico como los picos creados por las dosificaciones de purín son, como era de esperar, mayores a medida que la dosis aumenta.

En las simulaciones con granulometría fina, aunque presentan las mayores pérdidas de nitrógeno orgánico por mineralización, el nitrógeno retenido al final de las simulaciones es el más alto debido principalmente al alto contenido inicial, respecto a las simulaciones con granulometría gruesa. Por ejemplo el contenido de nitrógeno orgánico en el mes cuatro del tercer año de simulación para la configuración con suelo compacto (CN media), granulometría fina y dosis de purín P10L es de 37018.7 kg N_Orgánico/ha, mientras que para la misma configuración de suelo y dosis de purín, pero con granulometría gruesa, es de 20387.25 kg N_Orgánico/ha.

El contenido de nitrógeno orgánico final de las simulaciones con CN media y CN baja tampoco presenta una diferencia significativa. Esto es debido a que la curva de escurrimiento modifica principalmente la capacidad de transporte del suelo y como esta forma de nitrógeno es poco soluble, no se ve muy afectada por dicha propiedad del suelo.

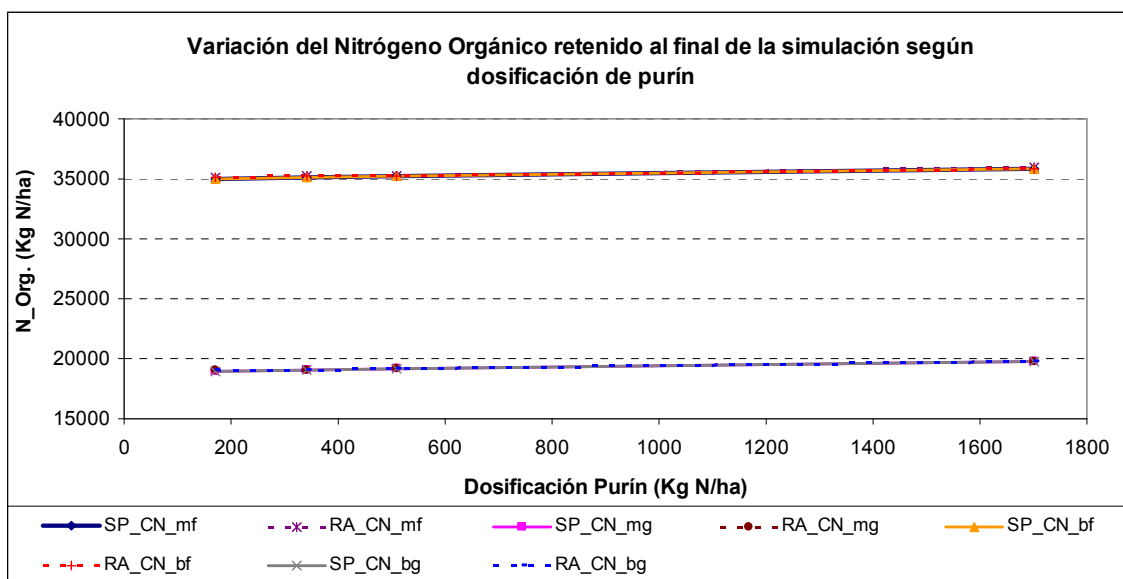


Figura 64. Variación del nitrógeno orgánico retenido al final de cinco años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría fina (CN_bf), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo.

Como se puede ver en la Figura 64, en todas las configuraciones con contenido inicial real de nitrógeno en el suelo, el nitrógeno orgánico retenido al final de las simulaciones no varía respecto a la dosificación del purín. Esto es debido, como ya se dijo, a que la dosis de purín es irrelevante respecto al alto contenido de nitrógeno orgánico inicial en el suelo.

La mayor acumulación de nitrógeno orgánico en el suelo después de cinco años de simulación se presenta en suelos de granulometría fina y sin plantas (35849 kg N/ha, una reducción de 38.37% respecto al contenido inicial) y la menor acumulación se presenta en los de granulometría gruesa (19748 kg N/ha, una reducción de 37.13% respecto al contenido inicial).

Tabla 86. Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitrógeno orgánico respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas.

| | Sin Plantas (%) | Con Plantas (%) |
|-------------------|-----------------|-----------------|
| Dosis PL | 0.36 | 0.62 |
| Dosis P2L | 0.73 | 0.93 |
| Dosis P3L | 1.09 | 1.26 |
| Dosis P10L | 3.63 | 3.74 |
| CN Media | 1.45 | 1.63 |
| CN Baja | 1.46 | 1.64 |

Como se puede ver en la Tabla 86, el nitrógeno orgánico retenido al final de todas las simulaciones presenta un incremento despreciable respecto a su simulación blanco, siendo ligeramente mayor a medida que la dosis de purín aumenta. Este incremento es despreciable

porque, como ya se había dicho antes, el aporte de nitrógeno orgánico del purín respecto al contenido inicial en el suelo es muy bajo (entre 0.12 y 2.30% para la dosis PL y P10L, respectivamente). A diferencia con el nitrógeno mineral, este incremento es mayor en presencia de plantas. Al igual que en el amonio, tampoco se presenta una diferencia significativa en el incremento del contenido de nitrógeno orgánico al final de las simulaciones respecto a su simulación blanco con CN baja o media, por ser una forma poco móvil, siendo ligeramente mayor esta diferencia en un suelo compacto (CN baja). Por lo que se puede concluir que si se hace una aplicación de purín aunque sea alta (P10L) no se presentará mucha diferencia en el contenido de nitrógeno orgánico respecto al que se obtendría si se dejara el suelo sin plantas ni aplicación de purín.

En la Figura 65 se muestra la variación mensual durante cinco años de simulación del contenido de nitrógeno orgánico en el suelo para la simulación con CN media, granulometría fina y aplicación de purín P10L, por ser la que mayor contenido de nitrógeno orgánico presenta.

Durante el primer mes de simulación se presenta una gran disminución en el nitrógeno orgánico retenido en el segundo horizonte (79 a 495 cm) debido a la mineralización del contenido inicial de nitrógeno orgánico. A partir del segundo mes, cuando se presenta la primera aplicación de purín, el contenido de nitrógeno en la superficie aumenta, pero continúa también el proceso de pérdida de nitrógeno orgánico del suelo debido a la mineralización en ambos horizontes, presentándose una gran disminución mes a mes del contenido en el suelo.

Durante el segundo año, el nitrógeno orgánico continúa con el mismo comportamiento que el primer año pero con pérdidas menores debidas al inicio del agotamiento del nitrógeno orgánico lábil, que es el que se mineraliza. Finalmente, a partir del tercer año, el nitrógeno orgánico lábil está agotado casi completamente y sólo hay pequeños incrementos en la parte superior del suelo debido al aporte del purín. Estos aportes no alcanzan a modificar el contenido de nitrógeno orgánico del resto del perfil del suelo debido a su bajo contenido. Por ambos motivos, no se presentan pérdidas por mineralización importantes.

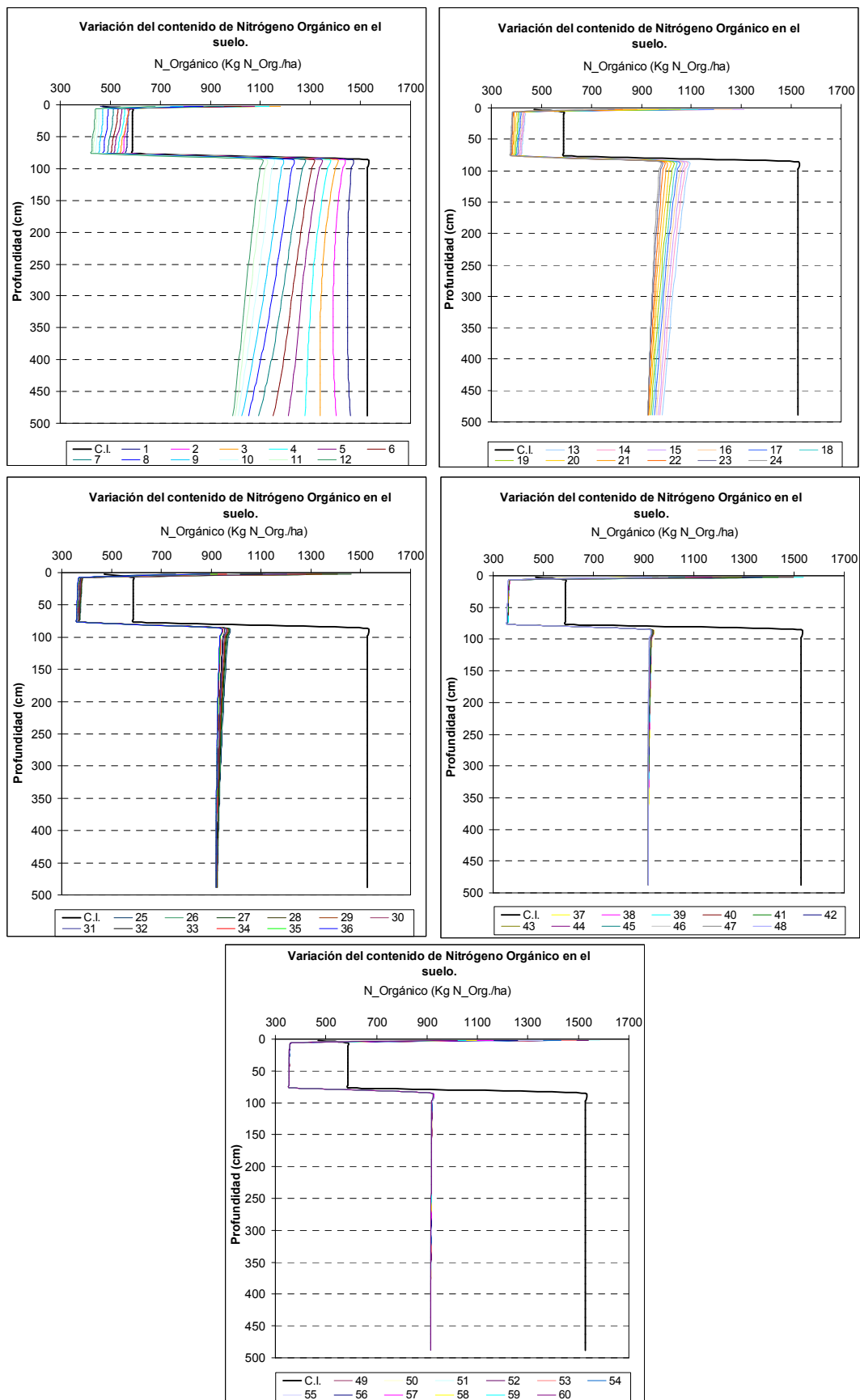


Figura 65. Variación mensual del contenido de nitrógeno orgánico para la simulación CN media, granulometría fina, dosis P10L y sin plantas.

En la Figura 66 se muestra la variación del contenido de nitrógeno orgánico en el perfil del suelo al final de los cinco años de simulaciones para las configuraciones CN media con suelo de granulometría fina y gruesa y CN baja con suelo de granulometría gruesa, sin presencia de plantas porque como ya se dijo anteriormente, las plantas sólo toman nitrógeno inorgánico.

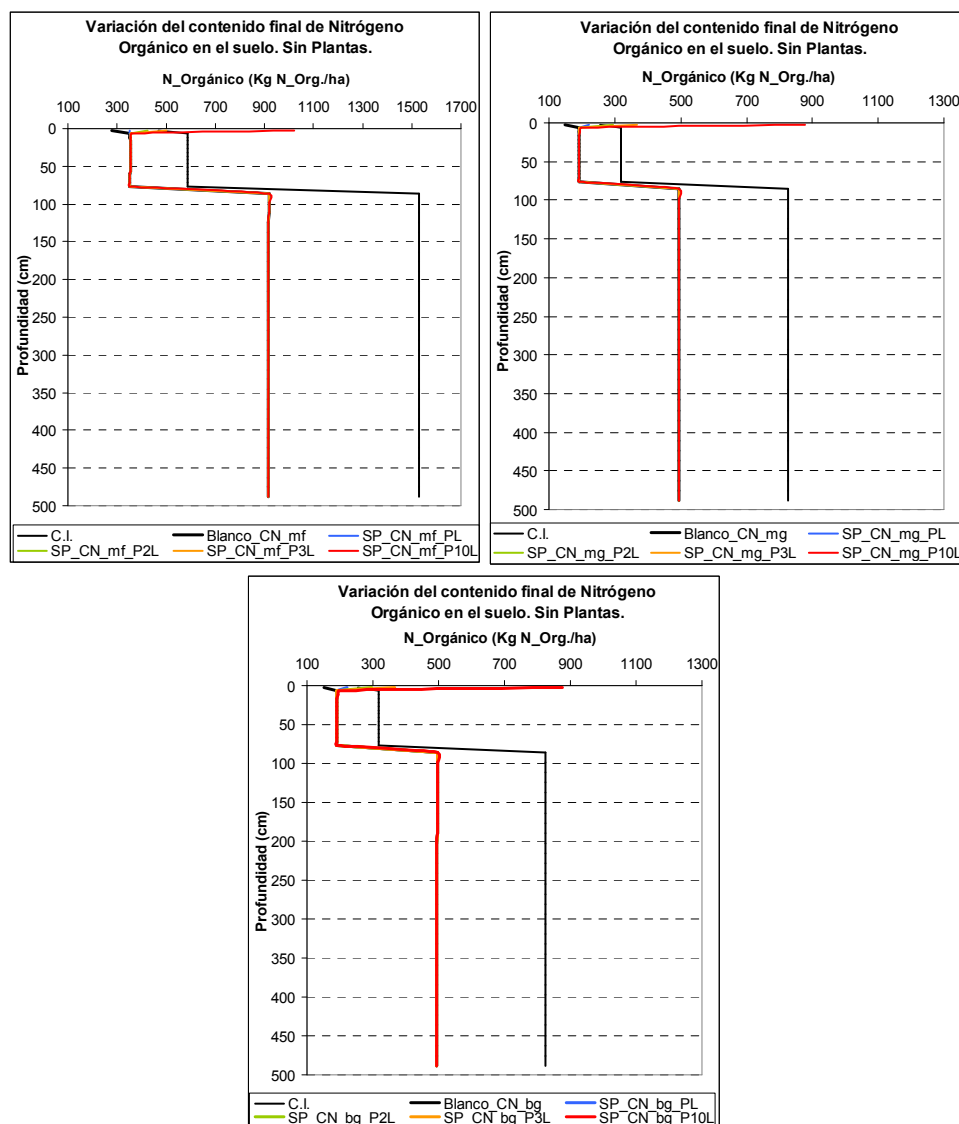


Figura 66. Variación del contenido de nitrógeno orgánico con la profundidad del suelo al final de cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L).

En todas las simulaciones, se presentan dos horizontes diferentes. El primero tiene un valor máximo en la superficie debido a la aplicación del purín siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta. Luego se presenta un salto a un valor menor debido al transporte del nitrógeno orgánico de este primer horizonte con el agua lluvia en los primeros meses de simulación. En el segundo horizonte se presenta un salto hacia un mayor contenido

de nitrógeno, aunque ha sufrido pérdidas por mineralización, debido a dicho transporte de nitrógeno.

No se presentan diferencias ni en la forma ni en el contenido de nitrógeno orgánico al final de las simulaciones entre simulaciones con curva de escurrentía media o baja. Sólo se presenta una gran diferencia en el contenido final de nitrógeno orgánico en el segundo horizonte entre las simulaciones con granulometría fina y gruesa debido al alto contenido inicial siendo, lógicamente, mayor el de granulometría fina.

Las simulaciones blanco se diferencian de las demás simulaciones sólo en el contenido de nitrógeno orgánico en la superficie, ya que éstas no tienen aplicación de purín.

8.4.1.4. Análisis de los procesos del ciclo del nitrógeno durante cinco años de simulación.

A continuación se mostrará la variación de las cantidades transformadas en los principales procesos del ciclo del nitrógeno.

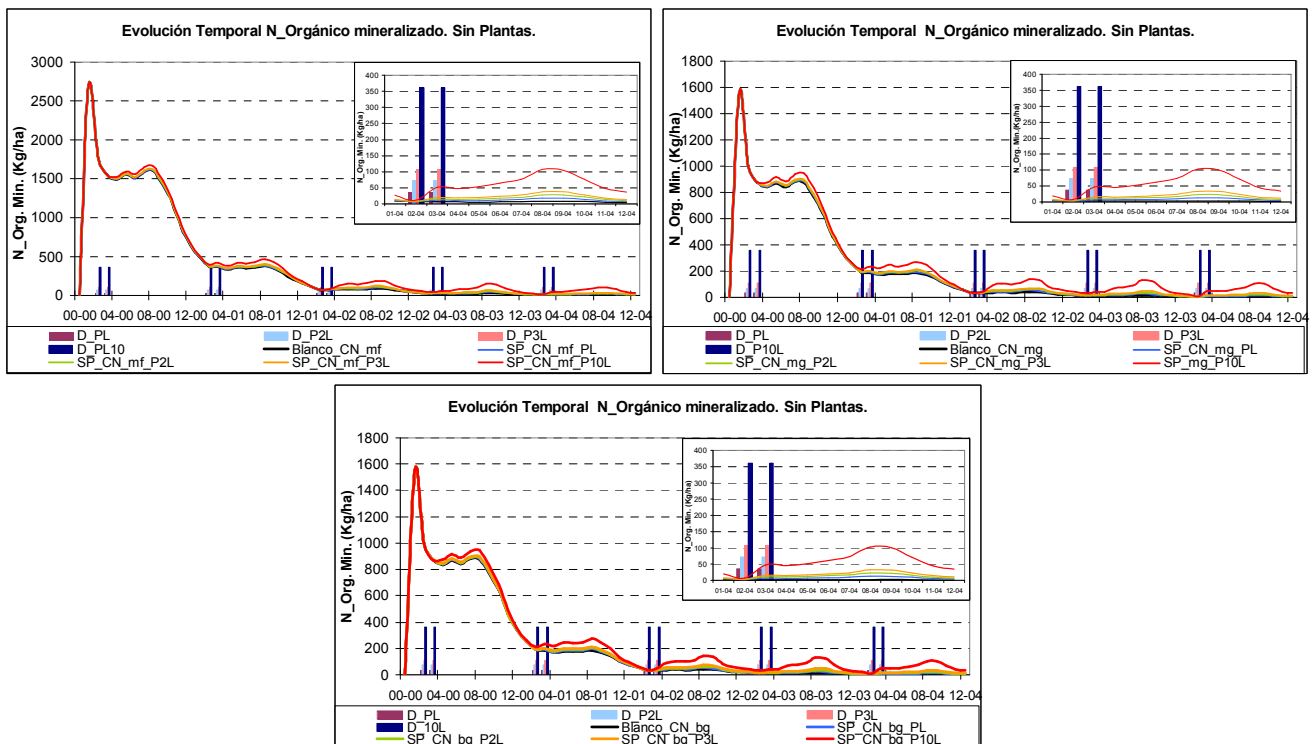


Figura 67. Variación de las cantidades de nitrógeno orgánico mineralizado en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Como se puede ver en la Figura 67, en todas las simulaciones, la mayor cantidad de nitrógeno mineralizado ocurre en el primer año, principalmente en el mes uno antes de la primera aplicación del purín, por lo que se puede afirmar que dicha mineralización proviene del nitrógeno orgánico inicial del suelo, porque:

- El nitrógeno mineralizado en el primer mes es igual para todas las configuraciones con igual granulometría de suelo, siendo lógicamente mayor para el suelo de granulometría fina por tener mayor cantidad disponible para mineralizar (2700 y 1555 kg N_Mineralizado/ha para suelo de granulometría fina y gruesa respectivamente). Esta cantidad mineralizada representa en promedio el 11.27% de la cantidad total mineralizada durante los cinco años de simulación.
- El nitrógeno mineralizado durante el primer año representa en promedio el 74.20% de la mineralización total, lo cual indica una gran disminución del nitrógeno lábil del suelo, que es la mayor fuente de nitrógeno mineralizable.
- La cantidad total mineralizada durante el primer año es diferente no sólo debido a la granulometría del suelo sino también a la dosis de purín aplicada, la cual también se mineraliza. La cantidad mineralizada promedio en el primer año de simulación para la dosis PL es de 17923 kg N/ha para granulometría fina y de 9993 kg N/ha para granulometría gruesa (76.3 y 78.0% respecto al total mineralizado). Así mismo, para la dosis P2L esta cantidad mineralizada promedio es de 17962 kg N/ha para granulometría fina y 10033 kg N/ha para granulometría gruesa (75.6 y 76.5% respecto al total mineralizado), para la dosis P3L es de 18001 kg N/ha para granulometría fina y 10073 kg N/ha para granulometría gruesa (74.8 y 75.2% respecto al total mineralizado) y para la dosis P10L es de 18274 kg N/ha para granulometría fina y 10351 kg N/ha para granulometría gruesa (70.1 y 67.2% respecto al total mineralizado).

A partir del segundo año dicha mineralización es menor debido al agotamiento del nitrógeno lábil. En los últimos tres años de simulación, la mineralización es prácticamente constante, siendo su principal fuente de mineralización, la dosis de purín aplicada.

Debido a la dosis de purín se presenta un pico en la mineralización después de la segunda aplicación de purín siendo mayor, como era de esperar, a medida que la dosis aumenta y posteriormente, otro pico un poco mayor en el mes ocho de cada año. Este último pico es debido a las altas temperaturas del suelo durante dicho mes y los meses precedentes que favorecen la mineralización.

No se presentan diferencias significativas entre la cantidad mineralizada en las simulaciones con CN media y CN baja, pero sí entre granulometría fina y gruesa. En las

simulaciones con granulometría fina se mineralizan en promedio durante los cinco años de simulación 24347 kg N/ha mientras que en las de granulometría gruesa se mineralizan 13684 kg N/ha, lo que significa que un suelo con granulometría gruesa de cinco metros de profundidad mineraliza el 56.2% de lo que mineraliza uno de granulometría fina.

Como se puede ver en la Figura 68, la evolución temporal del amonio nitrificado sigue una forma muy similar a la del nitrógeno orgánico mineralizado, ya que la mayor fuente de amonio para la nitrificación proviene de la mineralización del nitrógeno orgánico.

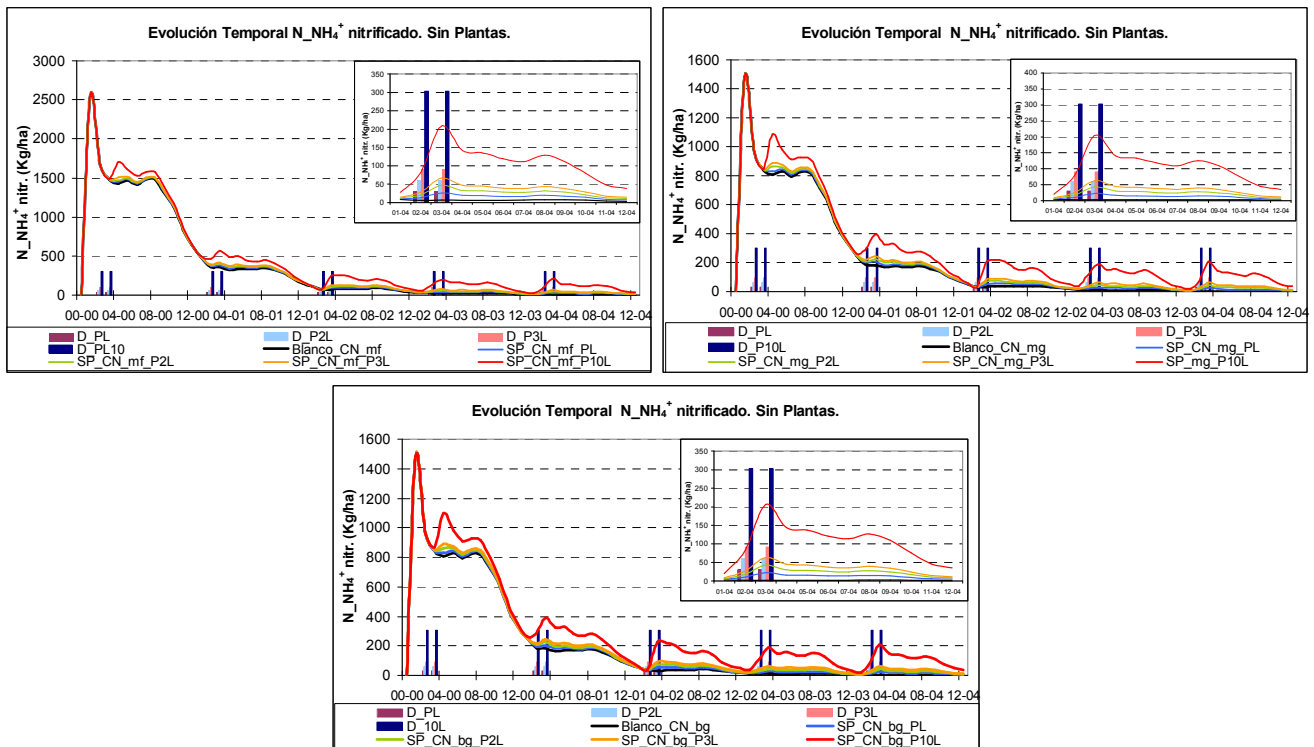


Figura 68. Variación de las cantidades de nitrógeno amoniacal nitrificado en todo el perfil del durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Las cantidades nitrificadas son un poco menores que las mineralizadas, debido a las pequeñas pérdidas por volatilización (en promedio el 5% de las pérdidas totales de amonio) y a la posible retención en la matriz del suelo. La mayor cantidad de nitrógeno nitrificado también se presenta en el primer mes debido al gran aporte de amonio proveniente de la mineralización del nitrógeno orgánico inicial en el suelo.

Los picos que se presentan en la nitrificación debido a las dosis de purín son más notorios que en la mineralización, siendo lógicamente mayores a medida que la dosis aumenta. Este hecho se debe a que las cantidades de amonio aplicadas con las dosis de purín

son muy importantes (entre el 40.08 y 741.77% respecto al contenido inicial de amonio en el perfil del suelo para las dosis PL y P10L respectivamente) mientras que para el nitrógeno orgánico son irrelevantes (menores del 2.3% respecto al contenido inicial de nitrógeno orgánico en el perfil del suelo). Así mismo, al igual que en la mineralización, también se presenta un pico en la cantidad de nitrógeno nitrificado, menor que el debido a la aplicación del purín, en el mes ocho debido a las altas temperaturas durante dicho mes y los meses anteriores, que también favorecen la nitrificación.

Tampoco se presentan diferencias significativas entre la cantidad nitrificada en las simulaciones con CN media y CN baja, pero sí entre simulaciones con granulometría fina y gruesa. En las simulaciones con granulometría fina se nitrifican en promedio durante los cinco años de simulación 23951 kg N/ha mientras en las de granulometría gruesa se nitrifican 13989 kg N/ha, lo que significa que un suelo con granulometría gruesa de cinco metros de profundidad nitrifica el 58.4% de lo que nitrifica uno de granulometría fina.

En la Figura 69, se muestra la evolución temporal de los nitratos desnitrificados para las simulaciones con y sin plantas, ya que la presencia de ellas hace disminuir la cantidad de nitratos disponibles para desnitrificar.

Como se puede ver en la Figura 69, en el primer mes se presenta una gran pérdida de nitratos debido a la desnitrificación. Esta pérdida es menor que la ganancia por nitrificación, lo cual se refleja en el incremento de los nitratos retenidos en el primer mes de simulación (ver Figura 54). Durante el primer mes, en las simulaciones con CN media se desnitrifican el 60.48 y 56.96% de las ganancias por nitrificación de dicho mes en suelos con granulometría fina y gruesa, respectivamente y en las simulaciones con CN baja se desnitrifican el 66.51 y 64.74% de las ganancias por nitrificación del primer mes en suelos con granulometría fina y gruesa, respectivamente. Este hecho se debe a que en dicho mes no se presentan las condiciones de humedad necesarias para que se presente desnitrificación en todo el perfil del suelo y a que la ganancia de nitratos, proveniente de la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno orgánico inicial del suelo, es muy alta.

A lo largo del primer año, el perfil del suelo se va humedeciendo debido a las lluvias, alcanzándose las condiciones necesarias para que se presente desnitrificación en casi todo el perfil del suelo. Este hecho se confirma, ya que la cantidad desnitrificada durante el primer año es casi la totalidad de la cantidad de nitratos ganados por la nitrificación en dicho año (en promedio el 98.88% del nitrógeno nitrificado) y en algunos casos llegan a superarse.

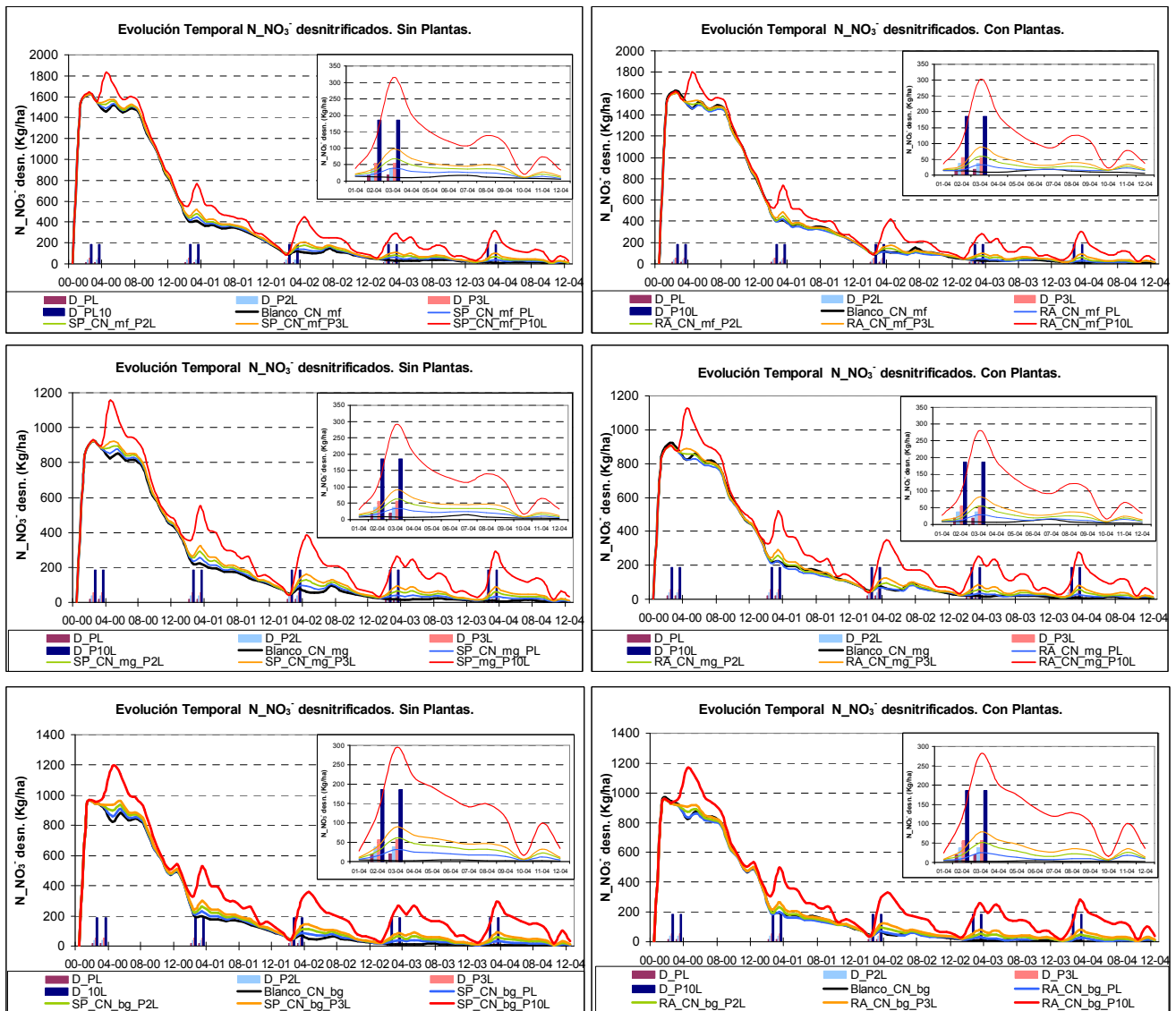


Figura 69. Variación de las cantidades de nitratos desnitrificados en todo el perfil del durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Se presentan diferentes picos en las cantidades desnitrificadas. Los más pronunciados son debido a la aplicación del purín siendo, lógicamente, mayores a medida que aumenta la dosis. Otros picos son debidos a las condiciones de humedad generadas por las lluvias que hacen que se presente más o menos desnitrificación. Uno de los puntos más singulares se presenta en el mes diez del año 04 donde las pérdidas por desnitrificación son muy bajas. Esto es debido a que tanto en este mes como en los meses anteriores la precipitación fue muy escasa, por lo que no se presenta la humedad necesaria para que desnitrifique en la misma medida en que lo hacía hasta ese momento.

La cantidad de nitratos desnitrificados en las simulaciones sin plantas siempre es mayor que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas, debido a la mayor disponibilidad de nitratos por el aporte del purín y la ausencia de plantas que los tomen del suelo siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta.

En general, en las simulaciones con CN media se desnitrifican menos nitratos que en las simulaciones con CN baja. La desnitrificación promedio de los cinco años simulados en las simulaciones con suelo compacto (CN media) fue de 19215.39 kg N-NO₃⁻/ha, mientras en las simulaciones con suelo bien drenado (CN baja) fue de 19546.64 kg N-NO₃⁻/ha. Esto es debido a que en las simulaciones con CN media se favorece la escorrentía frente a la infiltración y el perfil está menos saturado de agua que en las simulaciones con CN baja, donde se presenta desnitrificación en casi todo el perfil del suelo.

En las simulaciones con granulometría fina se desnitrifican más nitratos que en las simulaciones con granulometría gruesa. En las simulaciones con granulometría fina se desnitrifican en promedio durante los cinco años de simulación 24386.59 kg N-NO₃⁻/ha mientras en las de granulometría gruesa se desnitrifican 14375.43 kg N-NO₃⁻/ha, lo que significa que en un suelo con granulometría gruesa de cinco metros de profundidad se desnitrifican el 58.9% de lo que se desnitrifica en uno de granulometría fina. Esto es debido no sólo a su alto contenido inicial, sus grandes ganancias por la mineralización del nitrógeno orgánico y su posterior nitrificación, respecto al de las simulaciones con granulometría gruesa, sino también a que este tipo de granulometría es menos permeable y favorece la retención de agua, condición necesaria para que se de la desnitrificación. Esto está en concordancia con la hipótesis de que los suelos arenosos gruesos no poseen la habilidad de ser anaeróbicos debido a la gran difusividad relativa del suelo, (Maag, 1995).

Finalmente se puede concluir, que tanto las formas nitrogenadas retenidas en el suelo al final de las simulaciones como las cantidades totales transformadas son mayores en las simulaciones con mayor aplicación de purín y menores en las de menor aplicación de purín. Diferentes autores encontraron la misma relación en tratamientos con aplicación de nitrógeno, bien sea por fertilizantes o compost (Ottman y Pope, 2000; Liu et al., 2003; Bar-Tal et al., 2004; Saseendran et al., 2004).

En la Figura 70 se muestra la evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas en las simulaciones con CN media y suelo de granulometría fina y gruesa y CN baja y suelo de granulometría gruesa.

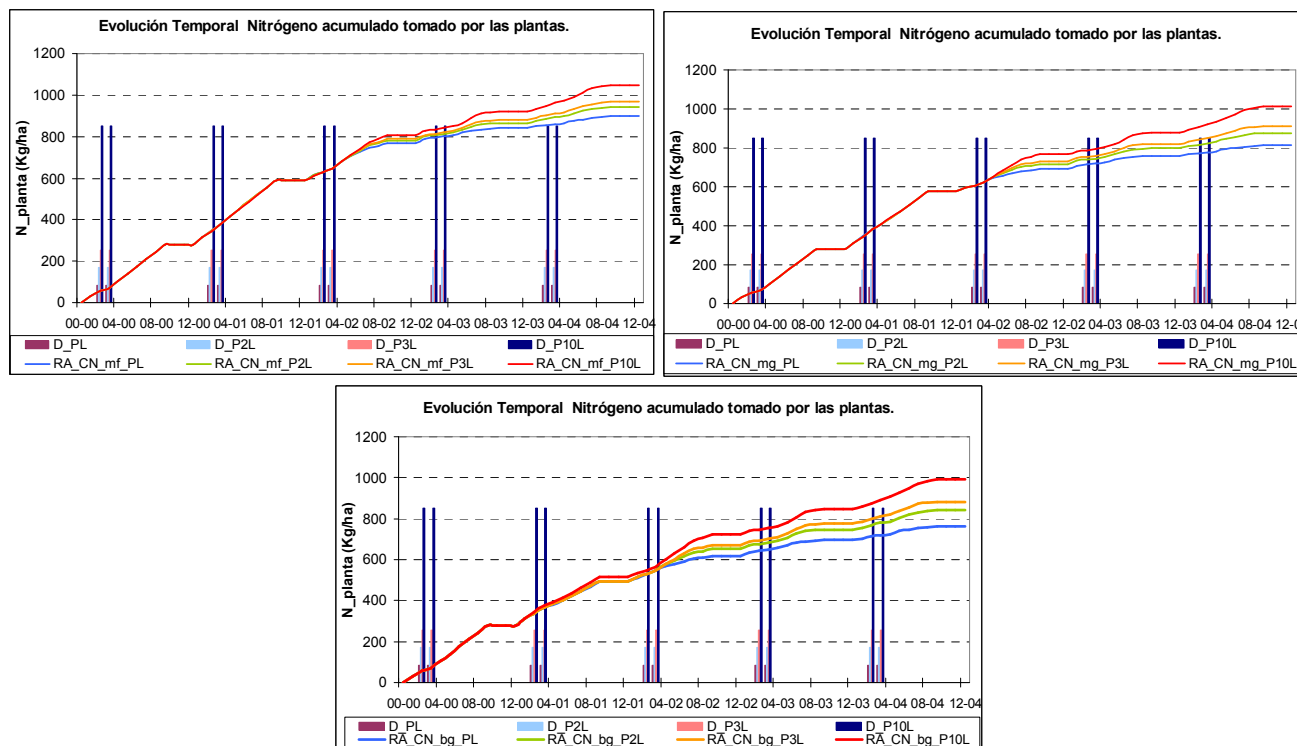


Figura 70. Evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría fina (CN_mf), CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año (D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L).

La evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas presenta una tendencia creciente escalonada en los meses diez, once y doce donde no hay presencia del cultivo.

Los primeros dos años no se presenta diferencia en la cantidad de nitrógeno tomado por las plantas, entre simulaciones con iguales características edafológicas y diferente dosificación de purín, porque la cantidad de nitratos disponibles en el suelo es suficiente para satisfacer dicha demanda. A partir de este momento, en las simulaciones con mayor dosificación de purín, las plantas toman más nitrógeno.

Las simulaciones con dosis de purín P10L son las únicas que alcanzan e incluso superan el objetivo de toma de nitrógeno por las plantas para cinco años de simulación (1000 kg N/ha). La simulación donde menos nitrógeno toman las plantas se presenta en la configuración CN baja, granulometría gruesa y purín PL (76% del objetivo total de toma de nitrógeno por las plantas) y en la que más nitrógeno toman es la CN baja, granulometría fina y dosis de purín 10L (superando en un 8.73% el objetivo total de toma de nitrógeno por las plantas).

En las simulaciones con suelo de granulometría fina, las plantas toman más nitrógeno en las simulaciones con CN baja que en las con CN media. Al contrario, en las simulaciones con granulometría gruesa, las plantas toman más nitrógeno en las simulaciones con CN media que en las con CN baja.

8.4.1.5. Concentración esperada de nitratos a una profundidad de 105 cm durante cinco años de simulación.

Como se ha dicho anteriormente, la contaminación de los acuíferos por nitratos es un problema de gran importancia y la determinación de la concentración que alcanzaría a los acuíferos es uno de los objetivos fundamentales de este capítulo.

La concentración acumulada de nitratos que alcanzaría una profundidad determinada depende de la cantidad de agua que lixivie y de los nitratos que estén almacenados en dicho estrato de suelo. La cantidad de agua lixiviada depende fundamentalmente de la curva de escorrentía y de la granulometría del suelo. La cantidad de nitratos almacenada, depende de los procesos internos del ciclo del nitrógeno los cuales, a su vez, están relacionados indirectamente con dichas propiedades del suelo, ya que son dependientes de su humedad y de la cantidad de agua que los moviliza.

El método del balance de agua realizado por el PRZM.3.12.2 refleja tanto la partición de la precipitación entre la infiltración y la escorrentía, como la forma del movimiento del agua en el suelo, por este motivo es más confiable que la utilización de las fórmulas empíricas de recarga de acuíferos que han sido desarrolladas para otros lugares con condiciones edafoclimáticas diferentes.

Tabla 87. Cantidad de agua lixiviada acumulada (cm) en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.3.2.12. Entre paréntesis número de eventos de lixiviación.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | | Trigo Producción Alta | | | Blanco | |
|---------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín 0L |
| CN Media, G_Fina | 8.99 (4) | 9.06 (4) | 9.14 (4) | 9.98 (5) | 8.99 (4) | 9.06 (4) | 9.14 (4) | 9.98 (5) | 8.91 (4) |
| CN Media, G_Gruesa | 14.49 (9) | 14.73 (9) | 14.99 (9) | 17.01 (9) | 14.49 (9) | 14.73 (9) | 14.99 (9) | 17.01 (9) | 14.27 (8) |
| CN Baja, G_Fina | 94.29 (16) | 94.61 (17) | 95.01 (17) | 97.56 (17) | 94.29 (16) | 94.61 (17) | 95.01 (17) | 97.56 (17) | 93.94 (16) |
| CN Baja, G_Gruesa | 106.13 (18) | 106.45 (18) | 106.82 (18) | 109.19 (18) | 106.13 (18) | 106.45 (18) | 106.82 (18) | 109.19 (18) | 105.79 (18) |

Como se puede ver en la Tabla 87, la cantidad de agua lixiviada depende tanto de la curva de escorrentía como de la granulometría del suelo:

- Las simulaciones con granulometría gruesa lixivian en promedio mayor cantidad de agua (y en más eventos) que las simulaciones con granulometría fina debido a su gran permeabilidad.
- Las simulaciones con CN baja lixivian en promedio mayor cantidad de agua que las simulaciones con CN media (y en más eventos) porque favorecen el lixiviado frente a la escorrentía.
- Las simulaciones con CN baja y granulometría fina lixivian en promedio más de diez veces lo que lixivian las simulaciones con CN media y granulometría fina. Esta diferencia entre las simulaciones con granulometría gruesa y CN baja y media es menor. Las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa lixivian en promedio más de 6 veces lo que lixivian las simulaciones con CN media y granulometría gruesa.
- Las simulaciones con CN media y granulometría gruesa lixivian en promedio 64% más que las simulaciones con igual curva de escorrentía y granulometría fina. Mientras para las simulaciones con CN baja, ésta diferencia entre las cantidades lixiviadas en un suelo con granulometría gruesa y fina es sólo del 12%.
- La dosis de purín aplicada influye en menor medida en el agua lixiviada. A mayor dosis de purín mayor cantidad de agua lixiviada, ya que estamos hablando de un estrato superior donde el volumen de purín aplicado influye en la cantidad lixiviada.
- La presencia de plantas no influye en la cantidad de agua ni el número de eventos de lixiviación desde este estrato de suelo.

En la siguiente tabla se muestra la concentración media de nitratos en cinco años que alcanzaría los 105 cm de profundidad, a partir de la cantidad de agua lixiviada por hectárea y los kilogramos de nitratos lixiviados acumulados desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2:

Tabla 88. Concentración media de nitratos (mg N_{NO₃}/L) en cinco años de simulación que lixiviarían desde una profundidad de 105 cm, calculadas a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea acumulados desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | | Trigo Producción Alta | | | | Blanco |
|---------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-----------------------|-------------|-------------|--------------|-------------|
| | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín 0L |
| CN Media, G_Fina | 0.76 | 0.85 | 0.95 | 1.71 | 0.45 | 0.46 | 0.48 | 0.84 | 0.67 |
| CN Media, G_Gruesa | 15.34 | 16.57 | 17.73 | 25.13 | 14.06 | 14.85 | 15.62 | 21.33 | 14.17 |
| CN Baja, G_Fina | 33.09 | 34.17 | 35.28 | 43.10 | 30.85 | 31.64 | 32.53 | 39.78 | 32.03 |
| CN Baja, G_Gruesa | 30.86 | 33.22 | 35.58 | 52.30 | 27.09 | 28.68 | 30.53 | 46.46 | 28.54 |

En cinco años de simulación se presentan concentraciones medias que alcanzarían una profundidad de 105 cm muy variadas, desde concentraciones despreciables en las simulaciones con plantas, CN media, granulometría fina, hasta una concentración máxima de

52.30 mg N_{NO₃⁻}/L en la simulación con CN baja, granulometría gruesa, dosis de purín P10L y sin plantas que extraigan nitrógeno del suelo. En general se puede decir que:

- La configuración CN baja presenta en promedio las mayores concentraciones medias de nitratos lixiviadas a los 105 cm de profundidad en cinco años (33.59 mg N_{NO₃⁻}/L frente a los 8.58 mg N_{NO₃⁻}/L de la CN media). Esto es debido a que el contenido de nitratos en el suelo y los aportados por el purín se movilizan hasta este estrato de suelo debido a que la curva de escurrentía baja favorece el movimiento de agua frente a su retención. Este hecho hace que el transporte de nitratos hacia dicha profundidad sea más importante.
- Las simulaciones con granulometría gruesa presentan en promedio mayores concentraciones medias de nitratos en cinco años por ser más permeables y favorecer el transporte en general, y en particular de nitratos (24.37 mg N_{NO₃⁻}/L frente a 17.69 mg N_{NO₃⁻}/L de las simulaciones con granulometría fina).
- Las concentraciones medias que alcanzarían una profundidad de 105 cm en las simulaciones sin plantas siempre son mayores que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas debido a la adición de nitrógeno por el purín y a la ausencia de plantas que los tomen del suelo siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta.

A continuación se muestra la concentración máxima mensual esperada de nitratos que alcanzaría una profundidad de 105 cm:

Tabla 89. Concentración máxima mensual de nitratos (mg N_{NO₃⁻}/L) en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm, calculada a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea mensual desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | | Trigo Producción Alta | | | | Blanco |
|---------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-----------------------|-------------|-------------|--------------|-------------|
| | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín 0L |
| CN Media, G_Fina | 1.13 | 1.06 | 0.98 | 4.23 | 1.02 | 0.94 | 0.87 | 3.50 | 1.25 |
| CN Media, G_Gruesa | 149.38 | 142.85 | 137.22 | 120.77 | 134.56 | 128.90 | 124.05 | 106.92 | 155.56 |
| CN Baja, G_Fina | 99.53 | 101.18 | 102.91 | 114.94 | 98.90 | 100.55 | 102.28 | 114.31 | 97.80 |
| CN Baja, G_Gruesa | 101.05 | 103.71 | 106.29 | 124.83 | 98.04 | 100.70 | 103.36 | 121.89 | 98.39 |

Como se puede ver en la Tabla 89, sólo las simulaciones con CN media, granulometría fina presentan concentraciones máximas mensuales esperadas a 105 cm que cumplen con el Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero, que sitúa el límite máximo permitido de nitratos en 50 mg/L (11.29 mg N/L). Las demás simulaciones presentan concentraciones máximas entre 12.50 y 124.83 mg N/L, concentraciones muy elevadas, que ocurren en eventos puntuales de lixiviación de poca cantidad debido al volumen de agua extra aplicado con el purín, que

provoca concentraciones muy altas pero que en realidad aporta pocos miligramos de nitrógeno al acuífero.

Como ya se dijo anteriormente, la concentración es función de la cantidad de agua lixiviada y el contenido de nitratos del suelo, por lo que pueden presentarse concentraciones muy elevadas pero en poca cantidad de agua. Esto significa que realmente la cantidad de nitratos que llegarían al acuífero pueden ser muy pocos. En la siguiente tabla se muestran los resultados del cálculo de los kilogramos totales que alcanzarían una profundidad de 105 cm después de cinco años de simulación.

Tabla 90. kg/ha totales de nitratos que alcanzarían el acuífero en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.3.12.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | | Trigo Producción Alta | | | | Blanco |
|---------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-----------------------|-------------|-------------|--------------|-------------|
| | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín 0L |
| CN Media, G_Fina | 0.68 | 0.77 | 0.86 | 1.70 | 0.41 | 0.42 | 0.44 | 0.83 | 0.59 |
| CN Media, G_Gruesa | 22.23 | 24.40 | 26.58 | 42.77 | 20.37 | 21.87 | 23.42 | 36.30 | 20.21 |
| CN Baja, G_Fina | 311.98 | 323.34 | 335.22 | 420.52 | 290.90 | 299.38 | 309.09 | 388.04 | 300.89 |
| CN Baja, G_Gruesa | 327.55 | 353.64 | 380.03 | 571.04 | 287.55 | 305.23 | 326.13 | 507.29 | 301.93 |

Como se puede ver en la Tabla 90, las cantidades de nitratos totales lixiviadas en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm varían entre 0.59 y 571 kg N/ha para dosis de purín entre 0 y 1700 kg N/ha/año. Estas cantidades expresan un lixiviado promedio anual entre 0.1 y 142 kg N/ha. Diferentes autores han registrado pérdidas de nitratos por lixiviación en terrenos cultivados con diferentes dosis de nitrógeno. Por ejemplo, Ramos et al. (2002), registra datos de nitratos lixiviados a una profundidad de 60 cm, en terrenos cultivados bajo diferentes dosis de nitrógeno (aproximadamente entre 145 y 430 kg N/ha) que varían de 238 a 338 kg N/ha/año. Así mismo, cita resultados de nitratos lixiviados de diferentes autores entre 20 y 160 kg N/ha/año (para tasas de aplicación de nitrógeno entre 60 y 520 kg N/ha/año). Ortúzar et al. (2003) reportó lixiviados de nitratos a 60 cm de profundidad entre 12.9 y 36.8 kg N/ha para la campaña de enero de 2002 a junio de 2003 para tratamientos con dosis de nitrógeno entre 0 y 220 kg N/ha. Zhao et al., (2006), compara las cantidades de nitratos lixiviadas a 90 cm durante cuatro años en un sistema de rotación de trigo y maíz con tres sistemas de fertilización: convencional (600 kg N/ha/año repartido según las etapas de crecimiento del cultivo), optimizado (se basa en el método del nitrógeno mineralizado) y sin aplicación de nitrógeno (como sistema de control). Encontraron que con el sistema convencional se presentan salidas de nitratos desde dicha profundidad que varían entre 157 y 700 kg N/ha, mucho mayores que los obtenidos sin fertilización (entre 13 y 144 kg N/ha) y con fertilización optimizada (entre 24 y 153 kg N/ha). Estas diferencias en las cantidades lixiviadas a diferentes profundidades, son debidas principalmente a las condiciones de nitrógeno iniciales del suelo más que de las dosis de purín aplicadas, por lo que se ratifica la

necesidad de hacer un seguimiento de los contenidos de nitrógeno antes de cualquier aplicación de nitrógeno para así evitar pérdidas de nitratos mayores de las esperadas o no suplir las necesidades de nitrógeno del cultivo.

Se encuentra que a mayor dosis de purín mayor cantidad de nitratos saldrían de una profundidad de 105 cm.

La configuración CN media y granulometría fina es la que menos cantidad de nitratos totales en cinco años aportaría al acuífero porque:

- Aunque el suelo de granulometría fina es el que mayor cantidad de nitratos iniciales tiene, la configuración con CN media es la que menos agua lixivia porque favorece la escorrentía frente a la lixiviación y la granulometría fina tiene poca permeabilidad.
- Debido al alto contenido inicial de nitrógeno y la poca permeabilidad del suelo de granulometría fina, las pérdidas por desnitrificación en este horizonte de suelo son más altas.
- Se puede decir que la contaminación por nitratos debido a la aplicación del purín en un suelo de granulometría fina y CN media puede trasladarse a otro lugar por medio de la escorrentía y/o posterior infiltración en suelos más permeables.

La configuración CN baja es la que mayor cantidad de nitratos en promedio aportaría a una profundidad de 105 cm (339.43 kg $N_{NO_3^-}$ /ha frente a 12.85 kg $N_{NO_3^-}$ /ha en las simulaciones con CN media) debido a que favorece la infiltración frente a la escorrentía, provocando un mayor transporte de nitratos provenientes del contenido inicial del suelo y de los aportados por el purín.

El suelo de granulometría gruesa en promedio aportaría mayor cantidad de nitratos a un acuífero ubicado a 105 cm de profundidad que un suelo de granulometría fina (185.57 kg $N_{NO_3^-}$ /ha frente a 165.42 kg $N_{NO_3^-}$ /ha en las simulaciones con granulometría fina) porque es más permeable y permite mayor transporte de nitratos. Así mismo, el suelo de granulometría gruesa presenta menos pérdidas por desnitrificación en este estrato que el de granulometría fina, no sólo porque el contenido inicial de nitratos es más bajo sino también porque es más permeable y aireado, lo que dificulta las pérdidas por desnitrificación.

De este apartado se puede concluir que un suelo escasamente drenado (CN media) en general retiene más nitrógeno, en particular en forma de nitratos, que un suelo bien drenado (CN baja) porque aquel favorece la retención de agua y nutrientes frente a su lixiviado. Esto hace que las concentraciones medias y los kilogramos de nitratos que alcanzarían una

profundidad de 105 cm sean menores que los que alcanzarían dicha profundidad en un suelo con buen drenaje. Así mismo tanto el nitrógeno retenido como las cantidades de nitratos que alcanzarían el acuífero son mayores a medida que la dosis de purín aumenta. Por lo tanto, realizar aplicaciones de purín en un suelo escasamente drenado puede favorecer la retención de nitratos en el suelo, los cuales estarían disponibles para las plantas y para futuros eventos de lixiviación, mientras si se hace en un suelo con buen drenaje, puede que parte del nitrógeno aportado por el purín y el contenido inicialmente en el suelo se pierdan por lixiviación contaminando los acuíferos y quedando menos nitrógeno disponible para las plantas.

8.4.2. Resultados Batería número dos.

El objetivo principal de esta segunda batería de simulaciones es analizar el efecto que tiene la fecha de aplicación del purín, tanto en las formas de nitrógeno retenidas en el suelo como en los procesos del ciclo del nitrógeno. Para alcanzar dicho objetivo, se realiza simulaciones durante seis años sólo con suelo de granulometría gruesa por ser más similar a un suelo real, con plantas de requerimientos bajos de nitrógeno y sin ellas, para las configuraciones con CN media y CN baja.

8.4.2.1. Análisis del contenido de nitratos en el suelo durante seis años de simulación.

Como se puede ver en la Figura 71, en todas las simulaciones el contenido de nitratos en el primer mes presenta un gran incremento. Este incremento es igual que en la batería número uno, ya que es debido a la mineralización y posterior nitrificación del contenido inicial de nitrógeno orgánico del suelo porque la primera aplicación de purín se realiza en el segundo mes y en el mes diez, once o doce en la batería uno y dos, respectivamente.

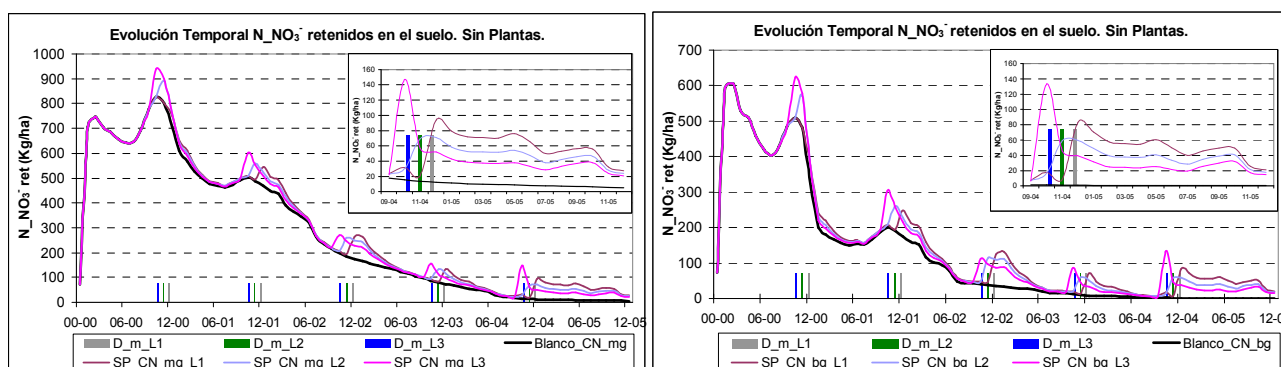


Figura 71. Variación del contenido de nitratos en todo el perfil del suelo durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Durante el periodo de cultivo (los primeros cinco años) no se presenta diferencia significativa en la forma de evolución ni en el contenido de nitratos en el suelo con los resultados obtenidos en la batería uno, excepto en las fechas de aplicación del purín. Dichas aplicaciones producen un pico en el contenido de nitratos que se prolonga por más de cinco meses hasta que vuelven a igualarse los contenidos de nitratos en el suelo en todas las simulaciones. Este pico generado por la aplicación del purín en los dos primeros años es mayor para la aplicación del purín tres meses antes del inicio del cultivo (L3: mes diez). A partir de este momento, no se presenta diferencia significativa entre los picos de nitratos retenidos en el suelo generados por la aplicación de purín en los diferentes meses.

Como ya se había dicho, las simulaciones con CN media acumulan más nitratos que las simulaciones con CN baja porque aquellas presentan menos pérdidas por desnitrificación. Esto es debido a que en las simulaciones con CN media se favorece la escorrentía frente a la infiltración y por lo tanto el perfil está menos saturado de agua que en la CN baja, donde se presenta desnitrificación en casi todo el perfil del suelo.

El contenido de nitratos al final de las simulaciones es ligeramente mayor para la aplicación del purín un mes antes del inicio del cultivo (L1: mes doce). Este hecho se debe principalmente a que la última aplicación de purín se acaba de realizar y no ha tenido tiempo de transformarse. Por ejemplo, el contenido de nitratos en el mes cuatro del tercer año de simulación para la configuración con suelo compacto (CN media) y aplicación de purín en el mes doce es de 394.86 kg N-NO₃⁻/ha, mientras si se hace la aplicación en el mes diez sobre el mismo suelo es de 378.70 kg N-NO₃⁻/ha porque la dosis de purín ha tenido tiempo de desnitrificarse.

Comparando el contenido de nitratos al final del quinto año de las simulaciones de la batería uno de igual configuración (dosis P2L, suelo granulometría gruesa) con las de la batería dos, se encuentra que la batería dos retiene mayor cantidad de nitratos en el suelo que la batería uno, ya que su última aplicación de purín se acaba de realizar. Por ejemplo, en las simulaciones realizadas con CN media y suelo grueso, el contenido de nitratos al final del quinto año es de 52.32, 71.12 y 94.08 kg N/ha según la fecha de aplicación del purín (mes diez, once y doce respectivamente), frente a 21.32 kg N/ha retenidos en la batería uno. Si se presentan lluvias de gran intensidad en los últimos meses del año, se puede poner en peligro el acuífero, ya que el ciclo del cultivo ha terminado y todos los nitratos acumulados en el suelo debido a la última aplicación de purín pueden perderse por lixiviación.

En el sexto año de simulación de la batería dos, no se realiza aplicación de purín ni hay presencia de cultivos por lo tanto, la última aplicación de purín (necesaria para completar los 340 kg N/ha/año*5 años = 1700 kg N/ha aplicados con la dosis P2L en la batería uno)

permite mantener el contenido de nitratos en un nivel aceptable para futuros cultivos. Todas las simulaciones, excepto la simulación con CN media, granulometría gruesa y aplicación de purín en el mes diez, presentan en el último mes mayor contenido de nitratos que sus homólogos de la batería uno (72 meses de simulación frente a 60 de la batería uno), lo cual ratifica la necesidad de dejar recuperar el suelo después de un periodo de cultivo de varios años.

A continuación se analizará el efecto de la aplicación de purín en la evolución del contenido de nitratos en la zona de raíces (105 cm).

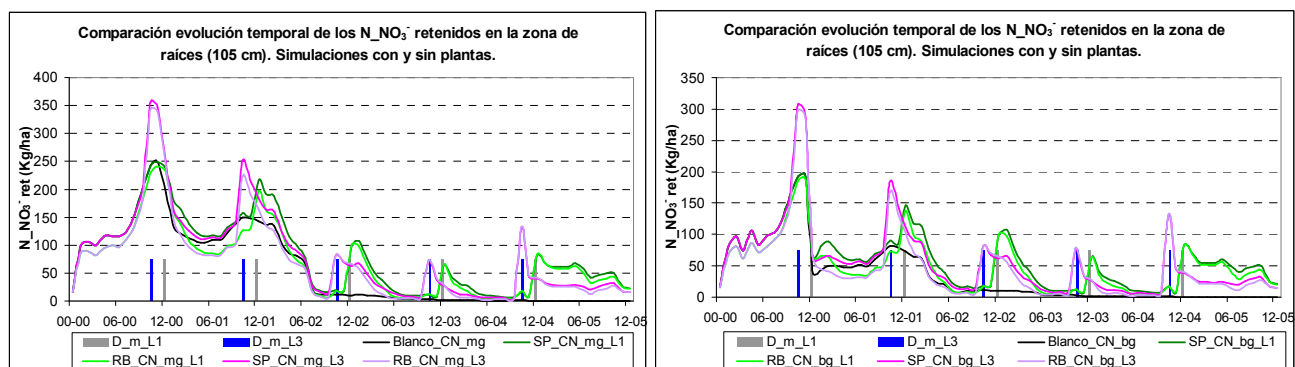


Figura 72. Comparación de la variación del contenido de nitratos durante cinco años de simulación (kg N/ha) en la zona de raíces del suelo (105 cm). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

Durante el primer año en las simulaciones con cultivos, las plantas toman el nitrógeno sólo del suelo debido a que la primera aplicación de purín se realiza al finalizar el primer periodo de cosecha. Este hecho hace que el contenido de nitratos sea menor que el contenido en las simulaciones blanco. A partir de este momento, el contenido de nitratos en las simulaciones sin plantas siempre es mayor que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas debido a la adición de nitratos y a la ausencia de plantas que los tomen del suelo.

El efecto de la fecha de aplicación del purín en el contenido de nitratos es más notorio durante los tres primeros años de simulación, principalmente en el primer pico. Esto es debido a que la dosificación de purín se realiza en el mes diez (dosis de purín L3) coincidiendo con un incremento del contenido de nitratos debido a una mayor mineralización y nitrificación del nitrógeno orgánico del suelo como consecuencia de las altas temperaturas de este de los meses anteriores. Por el contrario, la aplicación del purín en el mes doce (dosis de purín L1) coincide con un descenso en la mineralización debido a las bajas temperaturas del inicio del invierno.

El contenido de nitratos en el último año es ligeramente mayor para la aplicación del purín un mes antes del inicio del cultivo (L1: mes doce). Este hecho se debe principalmente a que la última aplicación de purín se realiza cuando el periodo de cultivo se ha terminado, por lo tanto no hay plantas que lo extraigan del suelo. Así mismo, las pérdidas por desnitrificación antes del inicio del último invierno son menores debido a la baja precipitación haciendo que dicha aportación de nitratos quede retenida en el suelo. Al final del año los contenidos de nitratos tienden a igualarse debido al aumento de la desnitrificación por las lluvias invernales.

Se puede concluir que las diferencias en las fechas de aplicación del purín sólo afectan las cantidades puntuales de nitratos retenidas en el suelo debidas principalmente a las condiciones climáticas de dicha fecha, pero a largo plazo su efecto es despreciable ya que la cantidad aplicada de nitrógeno es la misma.

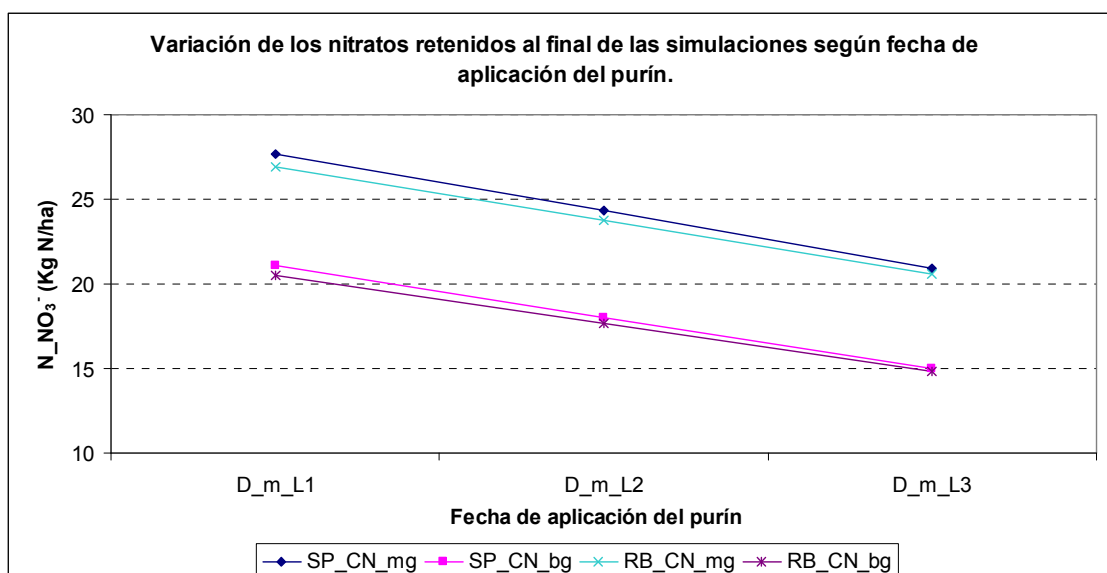


Figura 73. Variación de los nitratos retenidos al final de seis años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

En la Figura 73, se muestra la variación de los nitratos contenidos al final de los seis años de simulación según la fecha de aplicación del purín. Todas las configuraciones presentan una tendencia lineal decreciente entre los nitratos retenidos frente a la fecha de aplicación del purín, siendo menor a medida que se aleja la fecha de aplicación del purín del inicio del cultivo. La simulación que más contenido de nitratos presenta al final de las simulaciones es la CN media, suelo de granulometría gruesa y sin plantas porque esta configuración presenta menos pérdidas por desnitrificación. Esto es debido a que en las simulaciones con CN media se favorece la escorrentía frente a la infiltración, haciendo que el

perfil esté menos saturado de agua que en la CN baja donde se presenta desnitrificación en casi todo el perfil del suelo.

De la Figura 73 se puede inferir que tras seis años de aplicación anual de purín, el mayor contenido de nitratos que se puede esperar es de 27.70 kg N-NO₃⁻/ha (una reducción del 62.30% respecto a su contenido inicial) y ocurrirá en un suelo de cinco metros de profundidad con un contenido inicial de nitrógeno real, granulometría gruesa, curva de escurrentía media y aplicación del purín un mes antes del inicio del cultivo y sin plantas que extraigan nitrógeno del suelo. Y el menor contenido de nitratos se puede esperar es de 14.85 kg N-NO₃⁻/ha (una reducción del 79.78% respecto a su contenido inicial) con requerimientos bajos del cultivo, granulometría gruesa, curva de escurrentía baja y fecha de aplicación del purín tres meses antes del inicio del cultivo.

Como se puede ver en la Tabla 91, todas las simulaciones presentan un incremento en los nitratos retenidos finales respecto a su simulación blanco, es decir dejar el suelo sin plantas ni aplicación de purín siendo, lógicamente, mayor cuando el purín se aplica en el mes doce porque está más reciente su aplicación y no ha tenido tiempo de transformarse. Este incremento es menor en presencia de plantas porque ellas toman el nitrógeno principalmente del purín. Así mismo, las simulaciones con CN baja también presentan un incremento porcentual promedio respecto a sus simulaciones blanco mucho mayor que en la CN media.

Tabla 91. Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitratos respecto a su simulación blanco en función de la dosis de purín aplicada y la curva de escurrentía, con y sin plantas.

| | Sin Plantas (%) | Con Plantas (%) |
|-----------------|--------------------|--------------------|
| Dosis L1 | 2753.09 | 2678.71 |
| Dosis L2 | 2348.86 | 2293.24 |
| Dosis L3 | 1941.48 | 1922.45 |
| CN Media | 361.65 | 350.69 |
| CN Baja | 4333.98 | 4245.57 |

No se mostrará la variación mensual durante los seis años de simulación del contenido de nitratos en el suelo por ser similar a los presentados en la batería uno, ya que sólo se diferencian en el horizonte superior debido a las diferentes fechas de aplicación del purín.

Como se puede ver en la Figura 74, los nitratos retenidos al final de seis años de simulaciones presentan un comportamiento similar a los obtenidos en las simulaciones homólogas de la batería uno. Se diferencian principalmente en el primer horizonte, donde el contenido de nitratos no varía mucho debido a que se aplica la misma cantidad de nitrógeno en todas las simulaciones pero en diferente fecha, decreciendo el contenido de nitratos a medida que la fecha de aplicación del purín se aleja del inicio del cultivo.

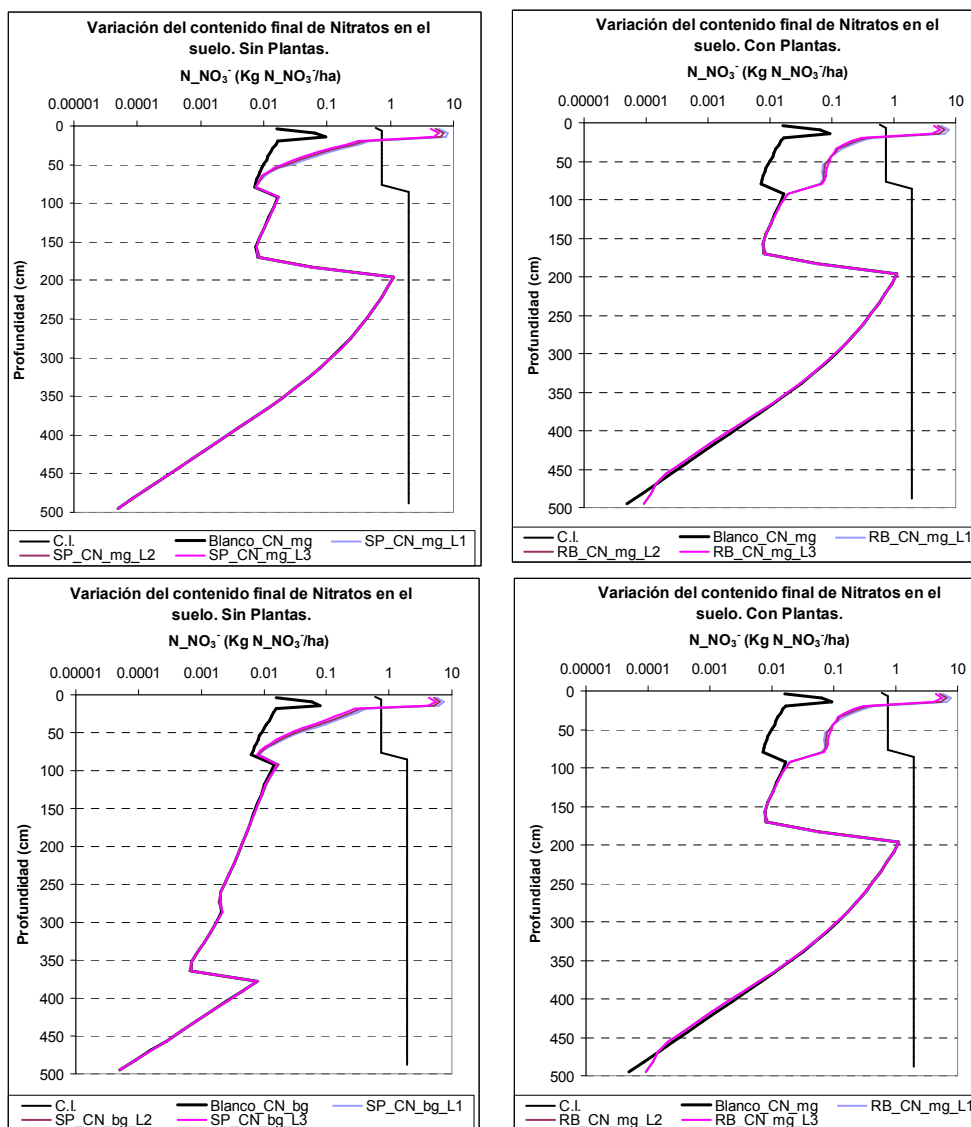


Figura 74. Variación del contenido de nitratos con la profundidad del suelo al final de seis años de simulación ($kg N/ha$). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m 340 $kg N/ha/año$), fecha de aplicación un mes, dos meses y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

El contenido de nitratos en todo el perfil es ligeramente mayor que el obtenido en la batería uno, excepto en las simulaciones blanco debido a las diferentes transformaciones del ciclo del nitrógeno durante un año más y a la falta de dosis de purín que le ayude al mantenimiento del contenido de nitrógeno en el suelo para futuras temporadas de cultivo.

8.4.2.2. Análisis del contenido de amonio en el suelo durante seis años de simulación.

A continuación se muestran los resultados del análisis del contenido de amonio durante seis años de simulación, para las simulaciones con suelo de granulometría gruesa, sin plantas y con requerimientos bajos por parte de ellas, para las configuraciones con CN media y CN baja.

Como se puede ver en la Figura 75, en todas las simulaciones, el contenido de amonio en el primer mes presenta una pequeña reducción. Esta disminución es igual a la obtenida en la batería uno, ya que son debidas principalmente a la nitrificación del contenido inicial de amonio en el suelo y al ganado por mineralización en este mes porque la primera aplicación de purín se realiza en el segundo mes y en el mes diez, once o doce en la batería uno y dos, respectivamente, y porque la volatilización es muy baja. Esta reducción continúa hasta el mes siete. En el octavo mes, se presenta un pequeño aumento en el amonio retenido debido al gran incremento de la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo debido a las altas temperaturas de dicho mes, el cual es mayor que la cantidad nitrificada.

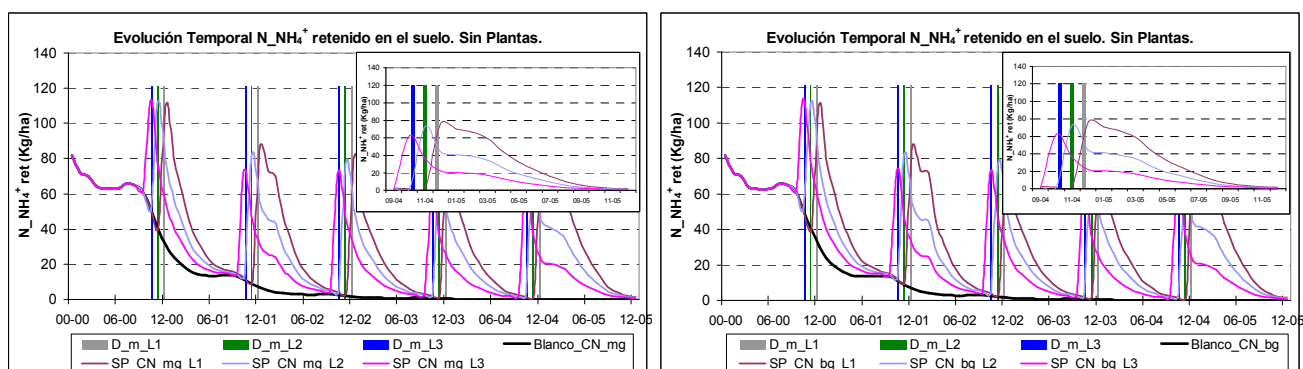


Figura 75. Variación del contenido de amonio en todo el perfil del suelo durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

El primer pico de amonio debido a la adición de purín es menor que el obtenido en su homóloga de la batería uno (dosis P2L, suelo granulometría gruesa) debido a que en la batería dos, la aplicación de purín se realiza sobre un suelo que ha perdido amonio debido a la nitrificación y a la volatilización del amonio durante más de diez meses antes que se aplicara la primera dosis de purín. Estos picos en el amonio retenido debidos al purín son diferentes según la fecha de aplicación, excepto en el primer año donde son prácticamente iguales, siendo mayores a medida que la aplicación se realiza más cerca del inicio del cultivo.

Como se dijo anteriormente, el amonio retenido en el suelo las simulaciones con y sin plantas no se diferencia significativamente porque las plantas toman principalmente nitratos ya que los contenidos de amonio desde el primer mes son muy bajos. Sin embargo, se puede decir que el contenido de amonio en las simulaciones sin plantas es ligeramente mayor que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas, debido a la adición de amonio y la falta de plantas que extraigan nitrógeno del suelo.

Al igual que en la batería uno, no se presenta diferencia significativa entre el contenido de amonio en las simulaciones con CN media y CN baja porque el paso de amonio a nitratos debido a la nitrificación se podría decir que es inmediato.

El contenido de amonio al final de las simulaciones también es ligeramente mayor para la aplicación del purín un mes antes del inicio del cultivo (L1: mes doce) debido a que la última aplicación de purín se realiza cuando el cultivo se ha terminado, por lo tanto no hay plantas que lo extraigan del suelo. Por ejemplo, el contenido de amonio en el mes cuatro del tercer año de simulación para la configuración con suelo compacto (CN media) y aplicación de purín en el mes doce es de 32.70 kg N-NH₄⁺/ha mientras si se hace la aplicación sobre el mismo suelo pero en el mes diez es de 12.23 kg N-NH₄⁺/ha, este hecho es debido a que el purín ha tenido tiempo de nitrificarse.

Comparando el contenido de amonio al final del quinto año de las simulaciones de la batería uno de igual configuración (dosis P2L, suelo con granulometría gruesa) con las de la batería dos, se encuentra que la batería dos retiene mucha mayor cantidad de amonio en el suelo que la batería uno, ya que su última aplicación de purín se acaba de realizar. Por ejemplo, las simulaciones realizadas con CN media y granulometría gruesa, el contenido de amonio al final del quinto año es de 22.20, 44.39 y 76.08 kg N/ha según la fecha de aplicación del purín (mes diez, once y doce, respectivamente), frente a 1.17 kg N/ha retenidos en la batería uno.

En la batería dos, en el sexto año de simulación, no se realiza ninguna aplicación de purín ni hay presencia de cultivos por lo tanto, la última aplicación de purín (necesaria para completar los 1700 kg N/ha de la dosis P2L de la batería uno) se mantiene en el suelo disponible para la nitrificación y volatilización del último año de simulación. Todas las simulaciones, excepto las simulaciones con aplicación de purín L3 (mes diez), presentan en el último mes de simulación un contenido de amonio ligeramente mayor que sus homólogas de la batería uno (72 meses de simulación frente a 60 de la batería uno), lo cual ratifica la necesidad de dejar recuperar el suelo después de un periodo de cultivo de varios años.

En la Figura 76 se muestra la variación del amonio contenido al final de los seis años de simulación según la fecha de aplicación del purín. Todas las configuraciones presentan una tendencia lineal decreciente entre el amonio retenido frente a la fecha de aplicación del purín, siendo menor a medida que se aleja la fecha de aplicación del inicio del cultivo. La diferencia en el contenido final de amonio entre todas las simulaciones no es muy significativa, siendo la simulación que más contenido de amonio presenta al final de las simulaciones la CN media y suelo de granulometría gruesa.

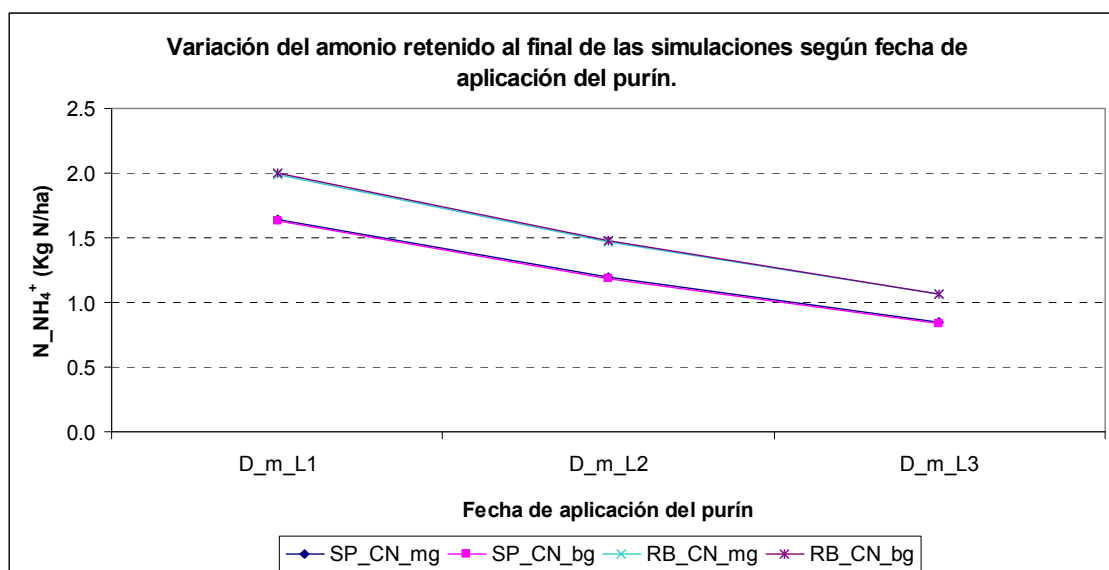


Figura 76. Variación del amonio retenido al final de seis años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un mes, dos meses y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

Tabla 92. Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de amonio respecto a su simulación blanco en función de la fecha de aplicación del purín y la curva de escorrentía, con y sin plantas.

| | Sin Plantas (%) | Con Plantas (%) |
|-----------------|-----------------|-----------------|
| Dosis L1 | 3748.03 | 4582.69 |
| Dosis L2 | 2698.39 | 3364.25 |
| Dosis L3 | 1877.33 | 2412.52 |
| CN Media | 2735.81 | 3380.21 |
| CN Baja | 2813.35 | 3526.10 |

Como se puede ver en la Tabla 92, el amonio retenido al final de todas las simulaciones presenta un incremento respecto a su simulación blanco, lógicamente, mayor cuando el purín se aplica en el mes doce porque está más reciente su aplicación y no ha tenido tiempo de transformarse. Este incremento es mayor en presencia de plantas. No se presenta una diferencia tan significativa como en los nitratos en el incremento del contenido de amonio

al final de las simulaciones respecto a su simulación blanco con CN baja o media, siendo ligeramente mayor esta diferencia en un suelo bien drenado (CN baja).

Tampoco se mostrará la variación mensual durante los seis años de simulación del contenido de amonio en el suelo, por ser similar a los presentados en la batería uno.

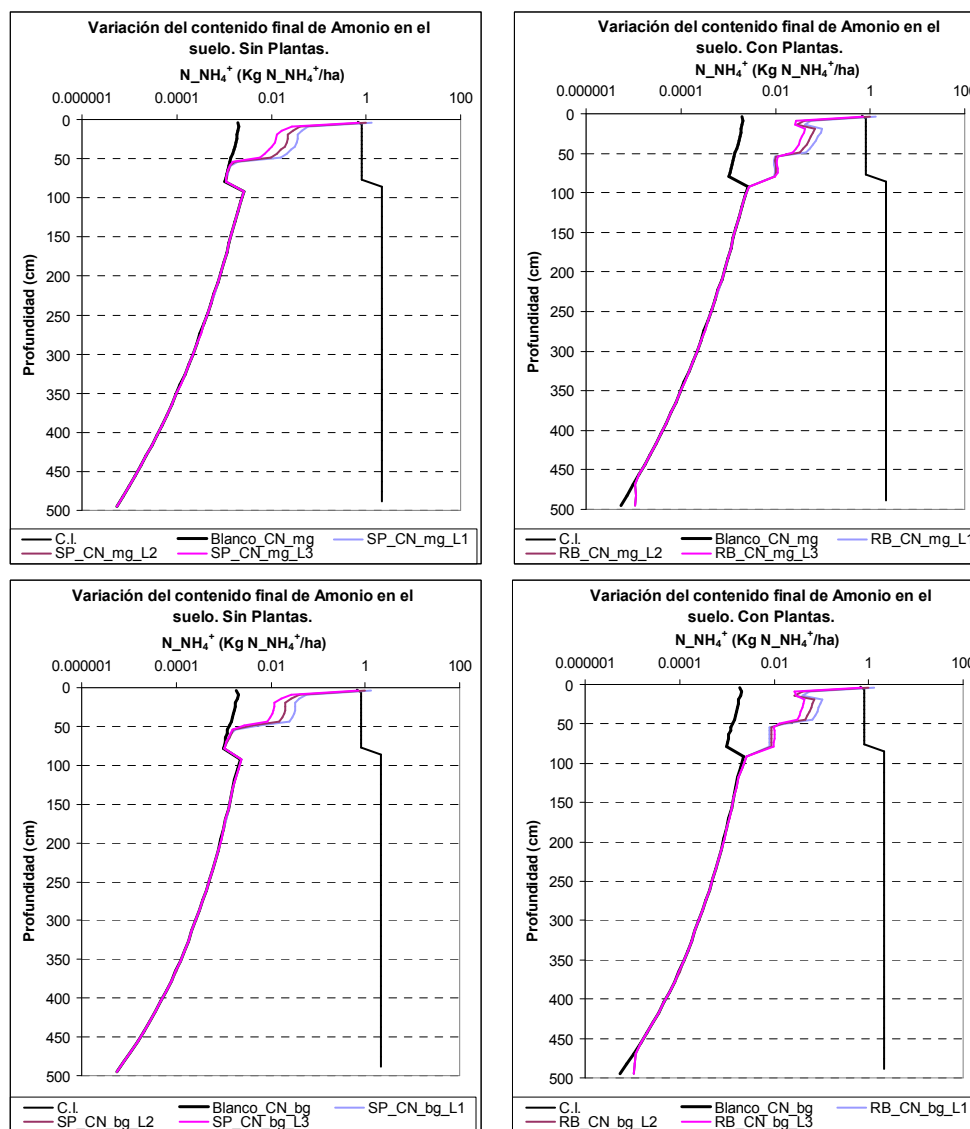


Figura 77. Variación del contenido de amonio con la profundidad del suelo al final de seis años de simulación ($kg N/ha$). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m : $340 kg N/ha/año$), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

Como se puede ver en la Figura 77, el amonio retenido al final del periodo de simulación presenta un comportamiento similar al obtenido en las simulaciones homólogas de la batería uno. Se diferencian principalmente en la primera zona, donde el contenido de amonio en la superficie no es muy diferente porque se aplica la misma cantidad de nitrógeno

en todas las simulaciones. A partir de la segunda capa de suelo, hasta casi los 50 cm de profundidad, se acumula un poco más de amonio a medida que la fecha de aplicación del purín se acerca al inicio del cultivo.

El contenido de amonio en todo el perfil es ligeramente mayor que el obtenido en la batería uno, excepto en las simulaciones blanco, debido a las diferentes transformaciones del ciclo del nitrógeno durante un año más y a la falta de dosis de purín que le ayude al mantenimiento del contenido de nitrógeno en el suelo para futuras temporadas de cultivo.

8.4.2.3. Análisis del contenido de nitrógeno orgánico en el suelo durante seis años de simulación.

A continuación se muestran los resultados del análisis del contenido de nitrógeno orgánico durante seis años, para las simulaciones con suelo de granulometría gruesa, sin plantas y con requerimientos bajos, para las configuraciones con CN media y CN baja.

Como se puede ver en la Figura 78, la evolución del nitrógeno orgánico en la batería número dos sigue un comportamiento similar al obtenido en la batería uno. Se presenta, al igual que en la batería uno, una fuerte disminución del nitrógeno orgánico durante el primer año debido a la mineralización del contenido inicial. Esta disminución también continúa durante el segundo año pero con menos intensidad ya que la mayoría del nitrógeno orgánico soluble del suelo, que es el que se mineraliza, se ha agotado.

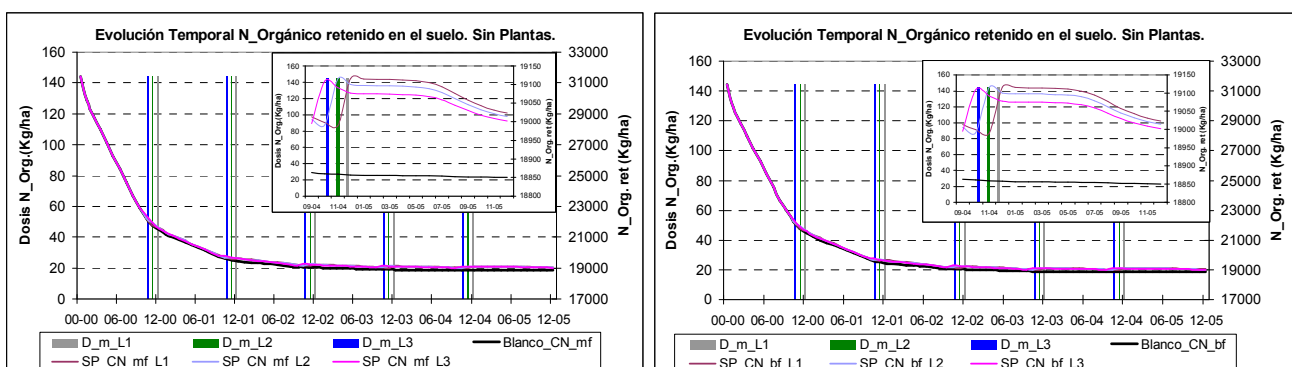


Figura 78. Variación del contenido de nitrógeno orgánico en todo el perfil del suelo durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

A partir del tercer año, el contenido de nitrógeno orgánico se estabiliza, creándose pequeños picos en el mes de aplicación del purín. Estos picos creados por las dosificaciones de purín son similares para las tres fechas de aplicación de purín.

El contenido de nitrógeno orgánico es ligeramente mayor a medida que la fecha de aplicación del purín se acerca al inicio del cultivo, debido a que esta última aplicación de purín tiene menos tiempo disponible para que se transforme. Por ejemplo, el contenido de nitrógeno orgánico en el mes cuatro del tercer año de simulación para la configuración con suelo compacto (CN media) y aplicación de purín en el mes doce es de 19023.50 kg N_Orgánico/ha mientras si se hace la aplicación sobre el mismo suelo pero en el mes diez es de 19001.99 kg N_Orgánico/ha.

Tampoco se presenta diferencia significativa entre el contenido de nitrógeno orgánico de las simulaciones con CN media y CN baja, debido a que la curva de escurrentía modifica principalmente la capacidad de transporte del suelo, y como esta forma de nitrógeno no es muy soluble no se ve muy afectada por la curva de escurrentía.

Comparando el contenido de nitrógeno orgánico al final del quinto año de las simulaciones de la batería uno de igual configuración (dosis P2L, suelo con granulometría gruesa) con los de la batería dos, se encuentra que la batería dos retiene mucha mayor cantidad de nitrógeno orgánico en el suelo que la batería uno, ya que su última aplicación de purín se acaba de realizar. Por ejemplo, las simulaciones realizadas con CN media y suelo grueso, el contenido de nitrógeno orgánico al final del quinto año es de 19076, 19099 y 19116 kg N/ha según la fecha de aplicación del purín (mes diez, once y doce, respectivamente) frente a 19004 kg N/ha retenidos en la batería uno.

En la batería dos, en el sexto año de simulación, no se realiza ninguna aplicación de purín ni hay presencia de cultivos por lo tanto, la última aplicación de purín (necesaria para completar los 1700 kg N/ha de la dosis P2L de la batería uno) se mantiene en el suelo disponible para la mineralización del último año de simulación. Todas las simulaciones, excepto las simulaciones con aplicación de purín L3 (mes diez), presentan en el último mes de simulación un contenido de nitrógeno orgánico ligeramente mayor que sus homólogas de la batería uno (72 meses de simulación frente a 60 de la batería uno), lo cual ratifica la necesidad de dejar recuperar el suelo después de un periodo de cultivo de varios años.

Como se puede ver en la Figura 79 el nitrógeno orgánico retenido al final de las simulaciones presenta una tendencia lineal decreciente con respecto a la fecha de aplicación del purín, siendo menor a medida que se aleja la fecha de aplicación del purín del inicio del cultivo. Esto es debido, como ya se dijo anteriormente, a que dicha dosis de purín ha tenido más tiempo para transformarse.

Como era de esperar, la mayor acumulación de nitrógeno orgánico en el suelo después de seis años de simulación se presenta en suelos con contenido real de nitrógeno orgánico y la

mínima en suelos con bajo contenido inicial de nitrógeno. No se presenta diferencia significativa entre simulaciones con diferente número de curva de escorrentía pero si entre simulaciones con o sin plantas, siendo ligeramente mayor el contenido final de nitrógeno orgánico en las simulaciones con plantas. Como se dijo anteriormente, este hecho es debido a que el PRZM3.12.2 en las simulaciones con cultivos, primero realiza la toma de nitrógeno por las plantas deteniendo los procesos del ciclo del nitrógeno, incluso la mineralización que no tiene que ver con el nitrógeno mineral, haciendo que en presencia de plantas, las cantidades mineralizadas sean menores ocasionando una mayor acumulación de nitrógeno orgánico.

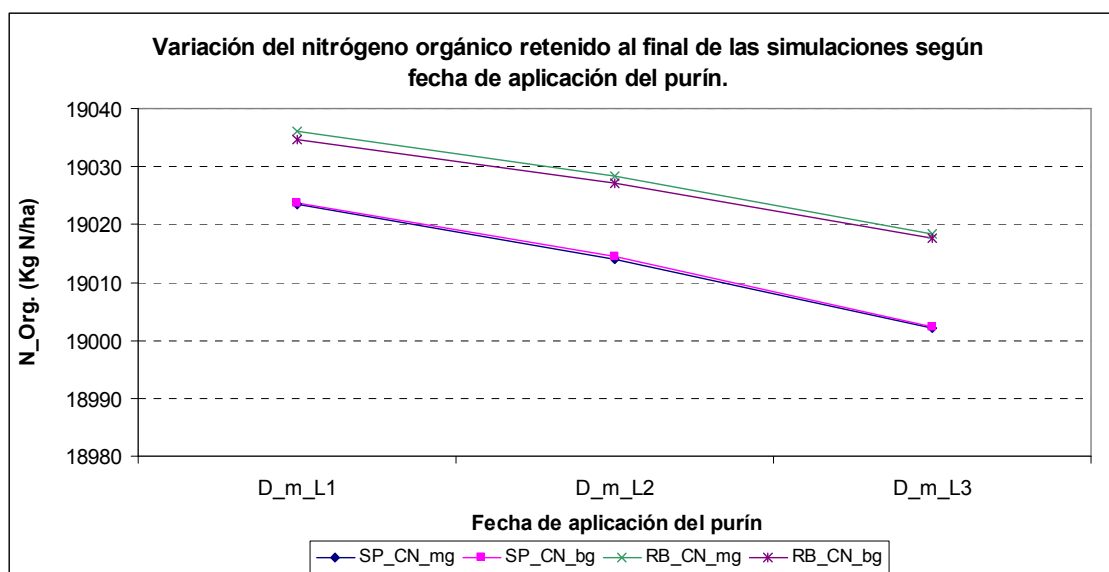


Figura 79. Variación del nitrógeno orgánico retenido al final de seis años de simulación según la dosificación de purín. Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas, RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

Tabla 93. Incremento porcentual promedio al final de todas las simulaciones del contenido de nitrógeno orgánico respecto a su simulación blanco en función de la fecha de aplicación del purín aplicada y la curva de escorrentía, con y sin plantas.

| | Sin Plantas (%) | Con Plantas (%) |
|-----------------|-----------------|-----------------|
| Dosis L1 | 0.92 | 0.98 |
| Dosis L2 | 0.87 | 0.94 |
| Dosis L3 | 0.81 | 0.89 |
| CN Media | 0.87 | 0.94 |
| CN Baja | 0.87 | 0.93 |

Como se puede ver en la Tabla 93, el nitrógeno orgánico retenido al final de todas las simulaciones presenta un incremento despreciable respecto a su simulación blanco, siendo ligeramente mayor cuando el purín se aplica en el mes doce porque está más reciente su aplicación y no ha tenido tiempo de transformarse. A diferencia con los nitratos, este incremento es ligeramente mayor en presencia de plantas. Al igual que en el amonio, tampoco

se presenta una diferencia significativa en el incremento del contenido de nitrógeno orgánico al final de las simulaciones respecto a su simulación blanco con CN baja o media

Tampoco se mostrará la variación mensual durante los seis años de simulación del contenido de nitrógeno orgánico en el suelo, por ser similar a los presentados en la batería uno.

Como se puede ver en la Figura 80, el nitrógeno orgánico retenido al final de seis años de simulaciones presenta un comportamiento similar al obtenido en las simulaciones homólogas de la batería uno. Se diferencian principalmente en la primera zona, donde el contenido de nitrógeno orgánico no varía mucho debido a que se aplica la misma cantidad de nitrógeno en todas las simulaciones pero en diferente fecha, decreciendo el contenido de nitrógeno orgánico a medida que la fecha de aplicación del purín se aleja del inicio del cultivo.

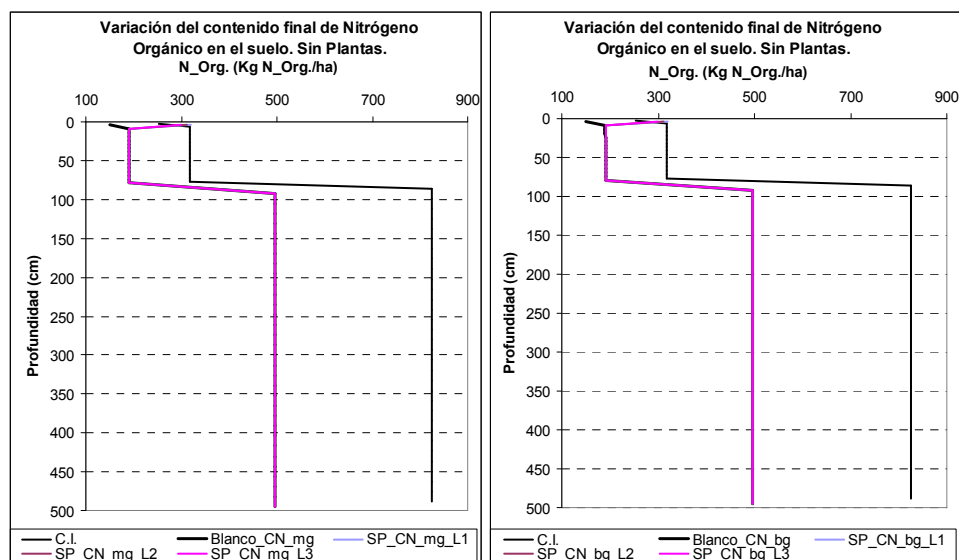


Figura 80. Variación del contenido de nitrógeno orgánico con la profundidad del suelo al final de seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

8.4.2.4. Análisis de los procesos del ciclo del nitrógeno durante seis años de simulación.

A continuación se mostrará la variación de las cantidades transformadas en los principales procesos del ciclo del nitrógeno.

Como se puede ver en la Figura 81, al igual que en la batería uno, en todas las simulaciones la mayor cantidad de nitrógeno mineralizado ocurre en el primer año,

principalmente en el mes uno, por lo que se puede afirmar que dicha mineralización proviene del nitrógeno orgánico inicial del suelo, ya que en la batería uno la aplicación del purín se realiza en el mes dos y tres y en la batería dos se realiza en los meses diez, once o doce. Además, las cantidades mineralizadas en el primer mes son iguales para las simulaciones con características edafológicas comunes de ambas baterías (CN media y baja y granulometría gruesa). Sin embargo, las cantidades mineralizadas en el primer año son diferentes, siendo menores en la batería dos. En la configuración CN media y granulometría gruesa con dosificación de purín P2L de la batería uno se mineralizaron durante el primer año 10037.75 kg N/ha, mientras en la batería dos fueron entre 9958.58 y 9985.21 kg N/ha (Dosis L1: mes 12 y L3: mes 10, respectivamente).

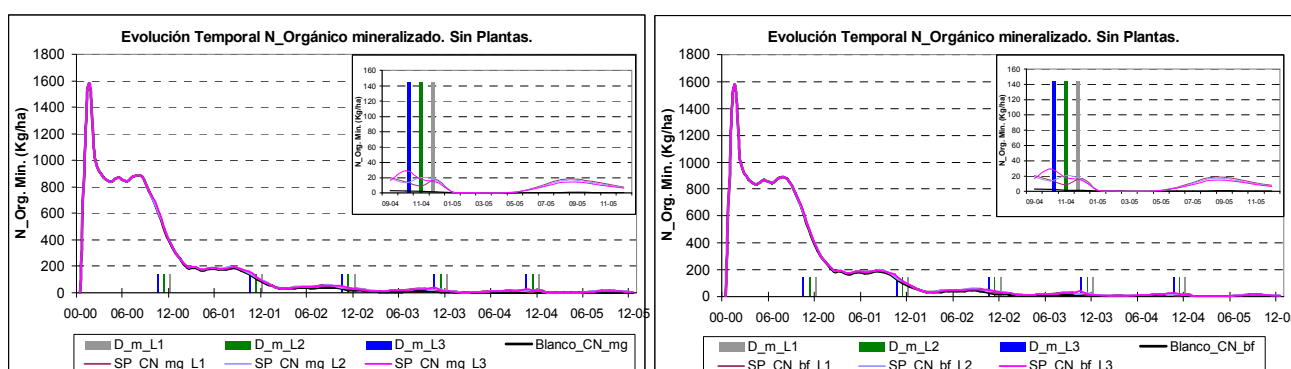


Figura 81. Variación de las cantidades de nitrógeno orgánico mineralizado en todo el perfil del suelo, durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Así mismo, a partir del segundo año, dicha mineralización es menor debido al agotamiento del nitrógeno lábil. En los últimos cuatro años de simulación, la mineralización es prácticamente constante siendo la principal fuente de dicha mineralización la dosis de purín aplicada.

Tampoco se presentan diferencias significativas entre la cantidad mineralizada en las simulaciones con CN media y CN baja.

También se presentan picos en el nitrógeno mineralizado, principalmente en los meses cinco y ocho de cada año como se explico en el apartado anterior, debido a las altas temperaturas de dicho periodo.

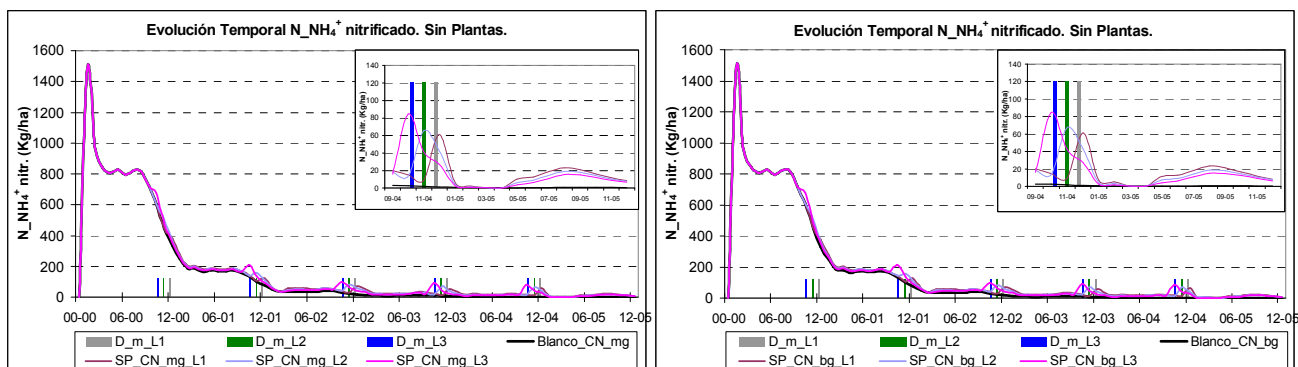


Figura 82. Variación de las cantidades de nitrógeno amoniacal nitrificado en todo el perfil del suelo, durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Como se puede ver en la Figura 82, la evolución temporal del amonio nitrificado sigue una forma muy similar a la de la batería uno. También se presenta la mayor cantidad de nitrógeno nitrificado en el primer mes, debido al gran aporte de amonio proveniente de la mineralización del nitrógeno orgánico inicial en el suelo. Las cantidades nitrificadas en el primer mes son iguales para las simulaciones con características edafológicas comunes de ambas baterías (CN media y CN baja y granulometría gruesa). Sin embargo, las cantidades nitrificadas en el primer año son diferentes, siendo menores en la batería dos. En la configuración CN media y granulometría gruesa con dosificación de purín P2L de la batería uno, se nitrificaron durante el primer año 9639.30 kg N/ha, mientras en la batería dos fueron entre 9500.4 y 9580.41 kg N/ha (Dosis L1: mes 12 y L3: mes 10, respectivamente).

También se presentan picos en el amonio nitrificado, principalmente en los meses cinco y ocho de cada año como se explicó en el apartado anterior, debido a las altas temperaturas de dicho periodo.

Tampoco se presentan diferencias significativas entre la cantidad nitrificada en las simulaciones con CN media y CN baja.

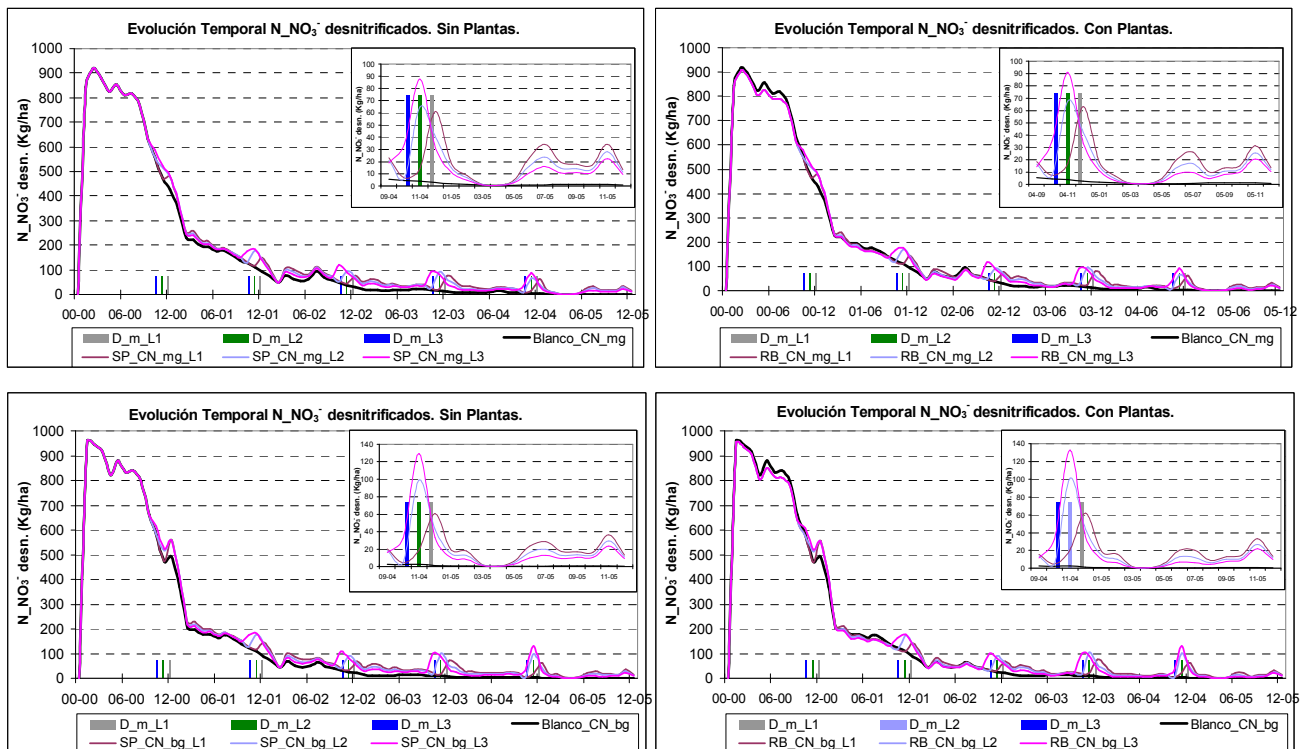


Figura 83. Variación de las cantidades de de nitratos desnitrificados en todo el perfil del suelo, durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_{mg}), CN baja granulometría gruesa (CN_{bg}). SP: sin plantas. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

Como se puede ver en la Figura 83, en las simulaciones de la batería dos también se presenta una gran pérdida de nitratos debido a la desnitrificación en el primer mes. Esta pérdida es menor que la ganancia por nitrificación, lo cual se corrobora con el gran incremento de nitratos retenidos en el suelo en dicho mes (ver Figura 71). Las cantidades desnitrificadas en el primer mes son iguales para las simulaciones con características edafológicas comunes de ambas baterías (CN media y CN baja de granulometría gruesa). Sin embargo, las cantidades desnitrificadas en el primer año son diferentes, siendo menores en la batería dos. En la configuración CN media y granulometría gruesa con dosificación de purín P2L de la batería uno, se desnitrificaron durante el primer año 9023.17 kg N/ha, mientras en la batería dos fueron entre 8866.02 y 8949.94 kg N/ha (Dosis L1: mes 12 y L3: mes 10, respectivamente).

También se presentan diferentes picos en las cantidades desnitrificadas. Estos picos son debidos a la aplicación del purín y a las condiciones de humedad generadas por las lluvias que hacen que se presente más o menos desnitrificación. Los picos más pronunciados son debidos a la aplicación de purín.

La cantidad de nitratos desnitrificados en las simulaciones sin plantas siempre es mayor que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas, excepto en el primer año antes de la primera dosis. Esto es debido a la mayor disponibilidad de nitratos por el aporte del purín y la ausencia de plantas que los tomen del suelo, siendo mayor a medida que la dosis de purín se aleja del inicio del cultivo porque hay más tiempo disponible para desnitrificar dicha dosis.

Las simulaciones con CN media también desnitrifican menos nitratos que las simulaciones con CN baja. Esto es debido a que en las simulaciones con CN media se favorece la escorrentía frente a la infiltración y el perfil está menos saturado de agua que en la CN baja, donde se presenta desnitrificación en casi todo el perfil del suelo.

Las cantidades totales movilizadas por el ciclo del nitrógeno son muy similares para toda la batería siendo un poco mayores, principalmente en los nitratos desnitrificados, cuando la aplicación del purín se aleja del inicio del cultivo. El tipo, la cantidad y época de aplicación de fertilizante puede influenciar fuertemente el comportamiento del nitrógeno aplicado; se ha comprobado ampliamente que la aplicación de fertilizantes nitrogenados favorecen la desnitrificación, (Sánchez et al, 2001).

A continuación se muestran las cantidades promedias anuales movilizadas en el ciclo del nitrógeno para la batería uno y dos:

Tabla 94. Promedio anual de cantidades movilizadas de nitrógeno en kg N/ha/año

| | Batería número uno | Batería número dos |
|---------------------------------------|--------------------|--------------------|
| Mineralización (kg N/ha/año) | 7.45 | 5.23 |
| Nitrificación (kg N/ha/año) | 7.21 | 5.12 |
| Volatilización (kg N/ha/año) | 7.26 | 0.28 |
| Desnitrificación (kg N/ha/año) | 5.05 | 5.18 |

Las cantidades desnitrificadas están dentro del rango reportado por diferentes autores. Zou et al. (2006) reportaron pérdidas de nitrógeno entre 4.7 y 9.7 kg N/ha/año, Lawrence et al. (1998) reportaron pérdidas por desnitrificación de 5.6 a 30 kg N/ha/año antes de la aplicación de estiércol líquido y de 49 a 239 kg N/ha/año con aplicación de nitrógeno de 246 a 802 kg N/ha/año. Johnsson et al. (1987) reportaron una desnitrificación media de 4 kg N/ha/año para un cultivo de cebada, tanto fertilizado con nitrógeno como sin fertilizar.

Así mismo, Johnsson et al. (1987) reportaron una mineralización de 80 kg N/ha/año y 69 kg N/ha/año para un cultivo de cebada fertilizado con nitrógeno y sin fertilizar, respectivamente. Mary et al. (1999) reportaron una mineralización acumulada entre 51 y 149 kg N/ha para periodos entre uno y dos años en tratamientos con diferentes formas de arado y

adición de residuos de cosecha de trigo. Bonito et al. (2003) señalaron una mineralización de 8.25 Kg N/ha/año para un bosque en baja elevación (782 m) y 112.9 kg N/ha/año en mayor elevación (1347 m). Sánchez et al. (1998) calcularon una mineralización de 43.16 ± 10 kg N/ha/año para trigo con irrigación convencional y 75.75 ± 22 kg N/ha/año para irrigación eficiente. Las cantidades de nitrógeno mineralizadas reportadas por diferentes autores tienen una gran variación, debido principalmente a las grandes diferencias en la fertilidad de los suelos, que se refleja en la disponibilidad de mayor o menor cantidad de nitrógeno orgánico para mineralizar.

A continuación se muestra la evolución temporal de la cantidad de nitrógeno tomada por las plantas.

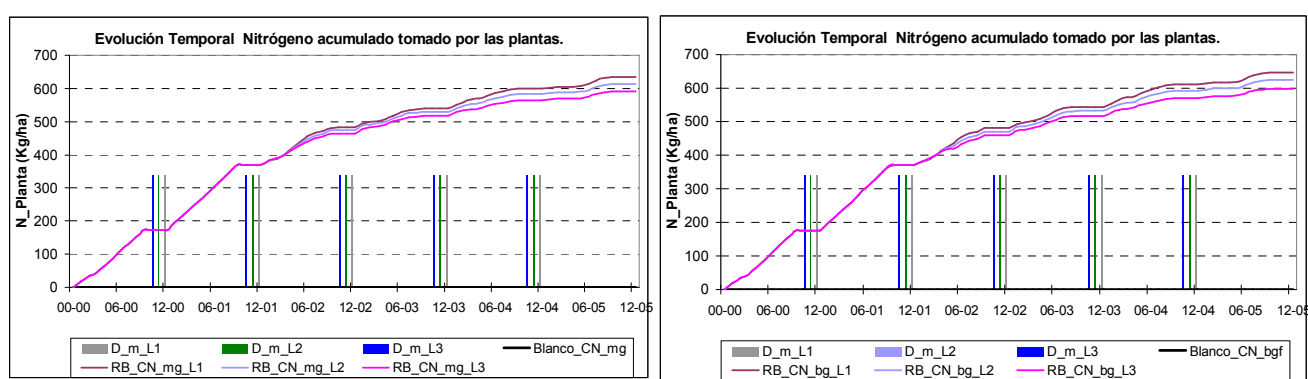


Figura 84. Evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas durante seis años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con CN media granulometría gruesa (CN_mg), CN baja granulometría gruesa (CN_bg). RB: requerimientos bajos del cultivo. Dosis media de purín (D_m: 340 kg N/ha/año), fecha de aplicación un, dos y tres meses antes del inicio del cultivo (L1, L2 y L3).

Como se puede ver en la Figura 84, la evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas también presenta una tendencia creciente escalonada en los meses diez, once y doce, donde no hay presencia del cultivo.

En los primeros dos años no se presenta diferencia en la cantidad de nitrógeno tomado por las plantas entre simulaciones con iguales características edafológicas y diferente fechas de aplicación de purín, porque la cantidad de nitratos disponibles en el suelo son suficientes para satisfacer dicha demanda. A partir de este momento, las simulaciones con fecha de aplicación de purín más cercana al inicio del cultivo toman más nitrógeno por tenerlo más disponible. Este hecho es debido a que aún no se han perdido por desnitrificación los nitratos aportados por el purín ni han migrado a capas más profundas del suelo donde las plantas no son capaces de tomarlo. Por ejemplo, la simulación con CN baja y aplicación de purín en el mes doce, toma 611 kg N/ha en los seis años de simulación mientras si se hace la aplicación del purín en el mes diez toma tan sólo 569 kg N/ha.

El nitrógeno total tomado por las plantas es mayor en las simulaciones con curva de escorrentía baja que con curva de escorrentía media, por ejemplo, la simulación con CN baja y aplicación de purín en el mes once toma 592 kg N/ha mientras la simulación con CN media y aplicación de purín en el mes once toma 582 kg N/ha.

Ninguna de las simulaciones alcanza a tomar el objetivo de nitrógeno para todo el periodo del cultivo, en promedio toman el 94% del objetivo total. Esto es debido a que durante los dos primeros años el contenido de nitrógeno mineral disminuye notablemente debido a las pérdidas de nitratos por desnitrificación y a la toma de nitrógeno por las plantas. A partir del tercer año, las plantas toman el nitrógeno del suelo y del aportado por el purín, el cual no es suficiente para suplir las necesidades de los tres años de cultivo restantes. Esto ratifica la necesidad de realizar un seguimiento continuo del contenido de nitrógeno en la zona de raíces para poder calcular las necesidades extras de nitrógeno que se deben aportar con el purín u otro tipo de fertilizante.

8.4.2.5. Concentración esperada de nitratos a una profundidad de 105 cm durante seis años de simulación.

En la Tabla 95 se muestra la cantidad de agua lixiviada desde el horizonte de suelo situado a 105 cm de profundidad y el número de eventos de lixiviación.

Tabla 95. Cantidad de agua lixiviada acumulada (cm) en seis años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM3.12.2. Entre paréntesis el número de eventos de lixiviación.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | Trigo Producción Media | | | Blanco |
|---------------------|----------------|----------------|----------------|------------------------|----------------|----------------|----------------|
| | Purín L1 | Purín L2 | Purín L3 | Purín L1 | Purín L2 | Purín L3 | Purín 0L |
| CN Media, G_Gruesa | 18.52 (10) | 18.34 (10) | 18.51 (10) | 18.52 (10) | 18.34 (10) | 18.51 (10) | 18.48 (10) |
| CN Baja, G_Gruesa | 114.51 (21) | 114.76 (21) | 114.47 (21) | 114.51 (21) | 114.76 (21) | 114.47 (21) | 114.44 (21) |

Como se puede ver en la Tabla 95, al igual que en la batería uno, las simulaciones con CN baja lixivian mayor cantidad de agua que las simulaciones con CN media, porque aquellas favorecen el lixiviado frente a la escorrentía. Así mismo, la presencia de plantas tampoco influye en la cantidad de agua ni el número de eventos de lixiviación desde este estrato de suelo.

La fecha de aplicación del purín tiene un pequeño efecto en el agua lixiviada debido a las diferentes condiciones de humedad y lluvia del respectivo mes de aplicación del purín. Las simulaciones blanco, al igual que en la batería uno, son las que menos cantidad de agua lixivian por no tener adición de volumen de agua con el purín.

Como era de esperar, la cantidad y el número de eventos de lixiviación son mayores que en la batería uno, porque se está simulando un año más de precipitación.

En la siguiente tabla se muestran los valores calculados de la concentración de nitratos media esperada en seis años a 105 cm de profundidad, a partir de la lixiviación acumulada de nitratos y agua desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2:

Tabla 96. Concentración media de nitratos ($\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$) en seis años de simulación que lixivian desde una profundidad de 105 cm, calculadas a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea acumulados desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | Trigo Producción Media | | | Blanco |
|---------------------|-------------|----------|----------|------------------------|----------|----------|----------|
| | Purín L1 | Purín L2 | Purín L3 | Purín L1 | Purín L2 | Purín L3 | Purín 0L |
| CN Media, G_Gruesa | 11.87 | 11.69 | 11.38 | 10.79 | 10.73 | 10.56 | 11.00 |
| CN Baja, G_Gruesa | 32.34 | 33.06 | 32.92 | 29.43 | 30.34 | 30.40 | 26.39 |

En seis años de simulaciones se presentan concentraciones acumuladas muy variadas, desde 10.79 $\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$ en la simulación blanco con CN baja, suelo grueso, hasta 33.06 $\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$ en la simulación con CN baja, suelo grueso y sin plantas que extraigan nitrógeno del suelo.

Al igual que en la batería uno, la configuración CN baja presenta mayores concentraciones medias de nitratos en seis años (30.70 $\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$ frente a 11.15 $\text{mg N_NO}_3^-/\text{L}$ de las simulaciones con CN media). Esto es debido a que el contenido de nitratos en el suelo y los aportados por el purín se movilizan hasta este estrato de suelo debido a que la curva de escurrentía baja favorece el lixiviado frente a la retención.

Así mismo, las concentraciones medias de nitratos son menores en presencia de plantas que sin ellas, debido a que la toma de nitrógeno por las plantas hace que el contenido de nitratos a 105 cm de profundidad sea menor.

No existe diferencia significativa entre las concentraciones acumuladas de nitratos en seis años con diferente fecha de aplicación del purín.

Las concentraciones medias esperadas a 105 cm de profundidad en las simulaciones con CN media y suelo grueso en la batería dos son ligeramente menores que las de su homóloga de la batería uno (con purín P2L). Este hecho es debido a que en la batería uno se presentan eventos puntuales de lixiviación de poca cantidad, debido al volumen de agua extra aplicado con purín, que provocan concentraciones muy altas pero que en realidad aportan pocos miligramos de nitrógeno al acuífero y al año extra se simulación que provocan un

agotamiento de los nitratos retenidos en el suelo, produciendo una dilución de la concentración media.

En las simulaciones con CN baja no se presenta diferencia significativa entre la concentración media esperada de nitratos a 105 cm de profundidad dividiendo la dosis en dos aplicaciones al inicio del cultivo y al mes siguiente (batería número uno) y aplicándola en una sola dosis uno, dos o tres meses antes del inicio del cultivo (batería número dos), lo cual está en concordancia con las conclusiones encontradas por Arregui et al. (2005), que afirman que ni el fraccionamiento, ni el uso de un fertilizante de liberación controlada redujeron la lixiviación de nitratos frente a la aportación única de un fertilizante convencional.

Las concentraciones medias obtenidas durante seis años en las simulaciones blanco son menores que las obtenidas en cinco años en la batería uno. Este hecho es debido a que en el año extra de simulación, las concentraciones lixiviadas son más bajas debido al agotamiento de los nitratos retenidos en el suelo, lo cual produce una dilución de la concentración media.

A continuación se muestra la concentración máxima mensual esperada de nitratos que alcanzaría una profundidad de 105 cm:

Tabla 97. Concentración máxima mensual de nitratos ($\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$) en seis años de simulación a una profundidad de 105 cm, calculada a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea mensual desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | Trigo Producción Media | | | Blanco |
|---------------------|-------------|--------|--------|------------------------|--------|--------|--------|
| | Purín | Purín | Purín | Purín | Purín | Purín | Purín |
| | L1 | L2 | L3 | L1 | L2 | L3 | 0L |
| CN Media, G_Gruesa | 156.25 | 156.74 | 156.74 | 141.61 | 142.53 | 142.84 | 155.56 |
| CN Baja, G_Gruesa | 129.23 | 134.13 | 134.34 | 127.41 | 132.24 | 132.52 | 98.39 |

Como se puede ver en la Tabla 97 al igual que en la batería uno, sólo la simulación blanco con contenido inicial de nitrógeno bajo presenta concentraciones máximas esperadas a 105 cm que cumplen con el Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero, que sitúa el límite máximo permitido de nitratos en 50 mg/L (11.29 mg N/L). Las demás simulaciones presentan concentraciones máximas entre 41.52 y 156.74 mg N/L, concentraciones muy elevadas y mayores que las obtenidas en la batería uno.

En la siguiente tabla se muestran los resultados del cálculo de los kilogramos totales de nitratos que alcanzarían una profundidad de 105 cm después de seis años de simulación.

Tabla 98. kg/ha totales de nitratos que alcanzarían el acuífero en seis años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.312.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | Trigo Producción Media | | | Blanco |
|---------------------|-------------|----------|----------|------------------------|----------|----------|----------|
| | Purín L1 | Purín L2 | Purín L3 | Purín L1 | Purín L2 | Purín L3 | Purín 0L |
| CN Media, G_Gruesa | 21.99 | 21.44 | 21.05 | 19.99 | 19.69 | 19.54 | 20.32 |
| CN Baja, G_Gruesa | 370.33 | 379.41 | 376.80 | 336.97 | 348.15 | 347.95 | 302.06 |

Como se puede ver en la Tabla 98, al igual que en la batería uno, la configuración CN baja es la que mayor cantidad de nitratos en promedio aportaría a una profundidad de 105 cm (351.67 kg N₂O₃⁻/ha frente a 20.57 kg N₂O₃⁻/ha en las simulaciones con CN media) porque favorece la infiltración frente a la escorrentía, provocando un mayor transporte de nitratos provenientes del contenido inicial del suelo y de los aportados por el purín.

La cantidad de kilogramos que alcanzarían una profundidad de 105 cm en las configuraciones con CN media y granulometría gruesa son menores que en la batería uno (cerca de un 10% menos). Mientras en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa, son mayores (alrededor del 10%).

De este apartado se puede concluir que la fecha de aplicación del purín sólo afecta al nitrógeno retenido en el suelo, el cual es mayor a medida que se acerca la fecha de aplicación del purín al inicio del cultivo por estar más reciente y tener menos tiempo para transformarse o perderse principalmente debido a la desnitrificación y la volatilización. La fecha de aplicación del purín no afecta significativamente la cantidad de nitratos que alcanzarían una profundidad de 105 cm.

8.5. EFECTO DE LA DESNITRIFICACIÓN SOBRE EL NITRÓGENO RETENIDO Y LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS ESPERADA.

Como ya se ha dicho anteriormente, la desnitrificación es un proceso responsable de la reducción de gran cantidad de nitratos lixiviados. Si la reducción es completamente hacia N₂, la salida es benigna, pero si se emite cantidades significativas de N₂O, se cambia un problema potencial por otro (Burt, 1993). Para analizar el efecto que tiene la desnitrificación en los nitratos retenidos en el suelo al final de las simulaciones, que quedarían disponibles para ser tomados por las plantas o para futuros eventos de lixiviado, se realizaron dos simulaciones con la constante de desnitrificación igual a cero. La primera simulación se realizó con la situación más desfavorable y la segunda con la más favorable (la que mayor y menor cantidad de nitratos retenidos en el suelo al final de las simulaciones presentaron), así:

Tabla 99. Características de las simulaciones para analizar el efecto de la desnitrificación sobre el nitrógeno retenido y la concentración de nitratos esperada.

| | Situación más desfavorable | Situación más favorable |
|------------------------------|----------------------------|----------------------------------|
| Curva de escorrentía | CN Media | CN Baja |
| Granulometría | Fina | Gruesa |
| Dosis de purín | P10L = 1700 kg N/ha/año | PL = 170 kg N/ha/año |
| Presencia de Cultivos | Sin plantas | Requerimientos altos del cultivo |

Como se puede ver en la Figura 85, la desnitrificación sólo afecta a los nitratos retenidos en el suelo. Si no se dieran las condiciones necesarias para que se presente la desnitrificación, todo el nitrógeno orgánico que es mineralizado, y posteriormente nitrificado, y también el aportado por el purín se mantendrían retenidos en el suelo a la espera de una fuerte lluvia que pudiera provocar su lixiviación.

En las simulaciones sin desnitrificación los nitratos retenidos en el suelo siguen una tendencia ascendente. Presentan un gran incremento en el primer mes, al igual que en las simulaciones con desnitrificación, debido a la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno orgánico inicial en el suelo. Este incremento es mayor que el obtenido en las simulaciones con desnitrificación ya que no existe dicha pérdida de nitratos en dicho mes. La simulación con CN media, granulometría fina, purín 10L y sin plantas presentó un incremento respecto a su contenido inicial de 2543.97 kg N/ha frente a los 1003.53 kg N/ha que ganó la simulación con desnitrificación (un incremento aproximado de 19 y 8 veces el contenido inicial de nitratos, respectivamente). En la simulación con CN baja, granulometría gruesa, purín L y con plantas el incremento fue un poco menor, 1448.80 kg N/ha frente a los 501.27 kg N/ha que ganó la simulación con desnitrificación (un incremento aproximado de 18 y 7 veces el contenido inicial de nitratos, respectivamente).

Posteriormente, estos incrementos comienzan a ser menores debido al agotamiento paulatino del nitrógeno orgánico lábil del suelo, que es la principal fuente de nitratos, debido a su mineralización y posterior nitrificación.

Los nitratos retenidos al final de las simulaciones sin desnitrificación para la configuración CN media, granulometría fina, sin plantas y dosis de purín P10L son aproximadamente 550 veces los nitratos que se retienen para la misma configuración pero con desnitrificación. Para la configuración CN baja, granulometría gruesa, con requerimientos altos de las plantas y purín PL, esta diferencia es mayor, aproximadamente retiene 3350 veces los nitratos que retiene un suelo con las mismas características pero con desnitrificación.

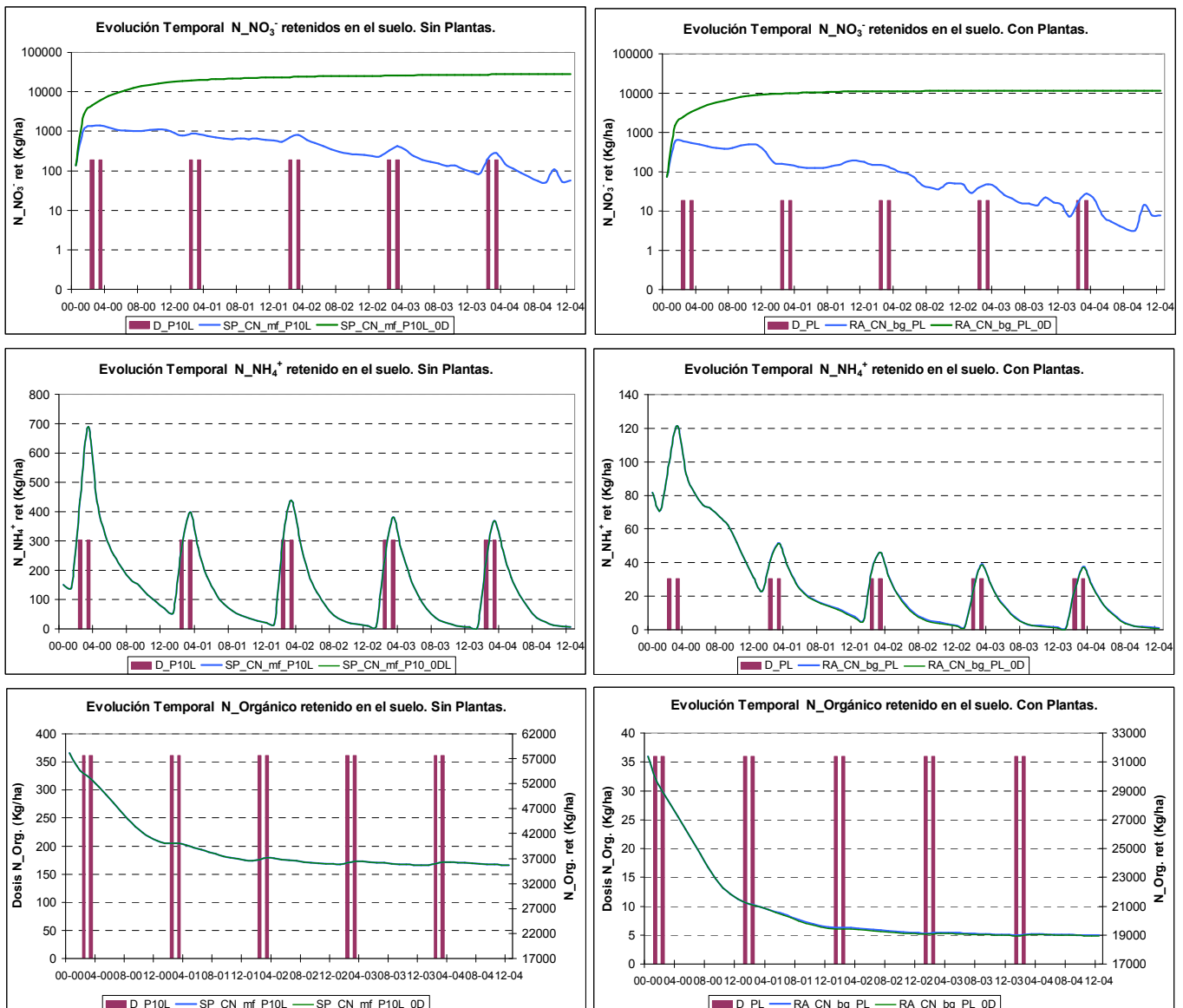


Figura 85. Comparación de la evolución temporal del nitrógeno retenido en todo el perfil del suelo con o sin desnitrificación. A la derecha simulaciones con CN media, granulometría fina, sin plantas y dosis de purín P10L, línea azul con desnitrificación, línea verde sin desnitrificación. A la izquierda simulaciones con CN baja, granulometría gruesa, con plantas y dosis de purín PL, línea azul con desnitrificación, línea verde sin desnitrificación.

Como se puede ver en la Figura 85, la desnitrificación sólo afecta a los nitratos, por este motivo no se mostrará la evolución en las cantidades transformadas con los procesos del ciclo del nitrógeno.

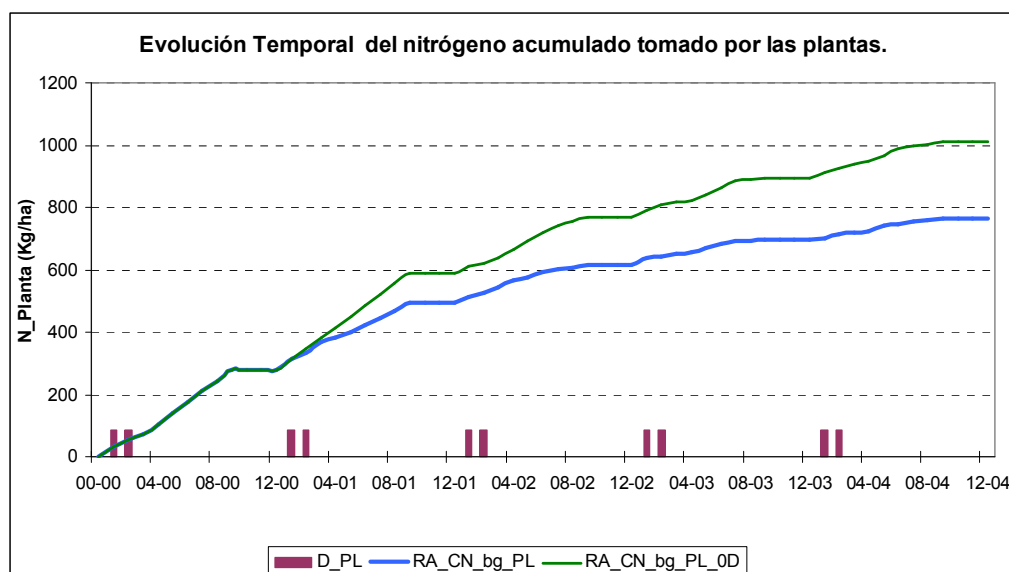


Figura 86. Comparación de la evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas con o sin desnitrificación. Simulaciones con CN baja, granulometría gruesa, con plantas y dosis de purín PL, línea azul con desnitrificación, línea verde sin desnitrificación.

Como se puede ver en la Figura 86, el nitrógeno tomado por las plantas durante el primer año es igual para ambas simulaciones porque la cantidad de nitratos disponibles en el suelo son suficientes para satisfacer dicha demanda. A partir del segundo año, las plantas toman menos nitrógeno en las simulaciones con desnitrificación porque tienen menos disponibilidad de nitratos, debido a dichas pérdidas. Durante los cinco años de simulación con desnitrificación, las plantas sólo toman 764 kg N/ha y no alcanzan el objetivo de toma de nitrógeno para el periodo completo del cultivo. Por el contrario, en las simulaciones sin desnitrificación, como el contenido de nitratos durante todo el periodo se mantiene alto, las plantas toman 1011 kg N/ha, superando su objetivo final de toma de nitrógeno.

A continuación se comparan los resultados de la concentración esperada a 105 cm de profundidad del suelo para las simulaciones con y sin desnitrificación:

Tabla 100. Resultados de las simulaciones con y sin desnitrificación de la concentración esperada a 105 cm de profundidad del suelo calculados con los resultados del PRZM3.12.2. Agua lixiviada (cm), concentración acumulada ($\text{mg N}_{\text{NO}_3^-}/\text{L}$) y Kilogramos totales de nitratos ($\text{kg N}_{\text{NO}_3^-}$) en cinco años de simulación, concentración máxima mensual ($\text{mg N}_{\text{NO}_3^-}/\text{L}$).

| | CN media, granulometría fina, sin plantas y dosis de purín P10L | | CN baja, granulometría gruesa, con plantas y dosis de purín PL | |
|--|---|----------------------|--|----------------------|
| | Sin desnitrificación | Con desnitrificación | Sin desnitrificación | Con desnitrificación |
| Agua Lixiviada (cm) | 9.98 | 9.98 | 106.13 | 106.13 |
| mg $\text{N}_{\text{NO}_3^-}/\text{L}$ medios | 8744.07 | 1.71 | 207.74 | 27.09 |
| mg $\text{N}_{\text{NO}_3^-}/\text{L}$ máximo mensual | 8365.69 | 4.23 | 1079.35 | 98.04 |
| kg $\text{N}_{\text{NO}_3^-}/\text{ha}$ totales lixiviados | 8722.30 | 1.70 | 2204.86 | 287.55 |

La concentración media y los kilogramos de nitratos que alcanzarían una profundidad de 105 cm durante cinco años para la configuración CN media, granulometría fina, sin plantas y dosis de purín P10L sin desnitrificación son aproximadamente 5100 veces la concentración media y los kilogramos de nitratos que lixivian en un suelo con la misma configuración pero con desnitrificación. Esta diferencia entre la simulación con o sin desnitrificación es más baja en la configuración CN baja, granulometría gruesa, con plantas y dosis de purín PL. La concentración media y los kilogramos de nitratos que alcanzarían dicha profundidad en la simulación sin desnitrificación son aproximadamente ocho veces la concentración media y los kilogramos de nitratos que alcanzarían dicha profundidad en el mismo suelo pero con desnitrificación.

En las simulaciones sin desnitrificación, debido a la ausencia de dichas pérdidas, se presenta un alto contenido de nitratos durante todo el periodo de simulación. Este hecho genera que las concentraciones medias esperadas, máximas mensuales y los kilogramos totales de nitratos que alcanzarían una profundidad de 105 cm sean muy altas (incrementos cercanos al 100%), superando el límite establecido por la directiva 75/440/CEE relativa a la calidad requerida para las aguas destinadas a la producción de agua potable en los estados miembros de $50 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$ (11.29 mg N/L). Lo cual corrobora que si la desnitrificación no existiera, con una precipitación propia de la zona de estudio, incluso con la mínima aplicación de purín no se cumpliría con el límite establecido por dicha directiva.

De este apartado se puede concluir que la desnitrificación sólo afecta a los nitratos retenidos y lixiviados. La diferencia en los nitratos retenidos con o sin desnitrificación es mucho mayor en la configuración CN baja que en la CN media y en las concentraciones lixiviadas esta diferencia es mayor en la configuración CN media que en la CN baja.

8.6. SIMULACIONES CON REGADÍO.

El regadío ha tenido un papel clave en la economía agraria española especialmente a partir de 1940. En los años 50 cuando la agricultura española inicia el despegue económico, el regadío se convierte en la vanguardia del proceso de modernización agraria, (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2001).

El regadío está presente, con diferentes intensidades, en el 96% de los municipios españoles, lo que significa que la totalidad de las comarcas agrarias o administrativas españolas consumen algo más del 68% de los recursos hídricos de España, (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2004). La planificación de los regadíos en España es necesaria, no sólo porque el agua es un recurso limitado, sino también porque un regadío en

exceso puede arrastrar sales y nitratos a los acuíferos contaminándolos. El plan Nacional de Regadíos (PNR) constituye un instrumento de ordenación para conseguir un uso más eficiente de los recursos hídricos mejorando la productividad de las explotaciones agrarias.

Por esta razón se vio la necesidad de analizar el efecto del regadío tanto en el nitrógeno retenido en el suelo como en las concentraciones de nitratos lixiviadas a cinco metros y las que alcanzarían una profundidad de 105 cm.

El cálculo del regadío diario se basó en la metodología expuesta en el libro “curso de Riego para Regantes (Fuentes, 1996) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y los datos de Precipitación y evaporación media de la estación climática de Onda tomadas del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (I.V.I.A.), así:

Precipitación efectiva:

$$Pe = \begin{cases} \text{Si } P > 75 \text{ mm} & 0.8 * P - 25 \\ \text{Si } P < 75 \text{ mm} & 0.6 * P - 10 \end{cases} \quad (193)$$

Evaporación del cultivo, expresada en mm de altura de agua por día:

$$ET(\text{cultivo}) = ET_0 * Kc \quad (194)$$

Donde ET_0 es la evaporación del cultivo de referencia, expresada en mm por día (dato tomado de I.V.I.A.) y Kc es el coeficiente de cultivo (tomado de Fuentes, 1996, tabla 4 para el trigo, pagina 42).

Necesidades totales del cultivo:

$$N_t = \frac{N_n}{E_a} = \frac{ET(\text{cultivo}) - P_e}{E_a} \quad (195)$$

Donde:

N_t son las necesidades totales de riego o volumen de agua aplicada

N_n son necesidades netas de riego o volumen de agua aplicada

E_a es la eficiencia de aplicación del agua, 0.6 en riego por inundación.

En la Tabla 101 se muestra los resultados obtenidos de regadío diario, valor que se le adiciona a la precipitación diaria con la que se simuló en las anteriores baterías:

Tabla 101. Resultados programación del riego. ET_o : evaporación del cultivo de referencia (mm/mes), P: precipitación (mm/mes), P_e : precipitación efectiva (mm/mes), E_t (cultivo): Evaporación del cultivo (mm/mes) y N_t : necesidades totales de riego (mm/mes), K_c : Coeficiente de cultivo [] y Δp : Incremento de la precipitación diaria en el archivo meteo modelo PRZM3.12.2 (cm/día).

| Mes | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Et_o | 42.00 | 33.00 | 38.00 | 46.00 | 72.00 | 92.00 | 113.00 | 135.00 | 148.00 | 127.00 | 90.00 | 65.00 |
| P | 47.00 | 40.00 | 45.00 | 29.00 | 38.00 | 54.00 | 62.00 | 16.00 | 15.00 | 25.00 | 65.00 | 71.00 |
| P_e | 18.20 | 14.00 | 17.00 | 7.40 | 12.80 | 22.40 | 27.20 | -0.40 | -1.00 | 5.00 | 29.00 | 32.60 |
| K_c | 0.35 | 0.75 | 0.75 | 1.15 | 1.15 | 1.15 | 1.15 | 0.45 | 0.45 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| ET (Cultivo) | 14.70 | 24.75 | 28.50 | 52.90 | 82.80 | 105.80 | 129.95 | 60.75 | 66.60 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| N_t (mm/mes) | -5.83 | 17.92 | 19.17 | 75.83 | 116.67 | 139.00 | 171.25 | 101.92 | 112.67 | -8.33 | -48.33 | -54.33 |
| ΔP (cm/día) | 0.00 | 0.06 | 0.06 | 0.25 | 0.39 | 0.46 | 0.57 | 0.34 | 0.38 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| ΔP (cm/mes) | 0.00 | 1.80 | 1.80 | 7.5 | 11.70 | 13.80 | 17.10 | 10.20 | 11.40 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

Para analizar el efecto del regadío en el nitrógeno retenido, transformado y lixiviado, se tomó la simulación que más nitratos retenidos presentó al final de las simulaciones y la simulación que más favorece el lixiviado. Así mismo se analizó el efecto que tiene el regadío en un suelo cultivado con estas mismas características edafológicas.

Tabla 102. Características de las simulaciones para analizar el efecto del regadío sobre el nitrógeno retenido y la concentración de nitratos esperada.

| | Situación más desfavorable | Situación que favorece el lixiviado |
|------------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| Curva de escorrentía | CN Media | CN Baja |
| Granulometría | Fina | Gruesa |
| Dosis de purín | P10L = 1700 kg N/ha/año | P10L = 1700 kg N/ha/año |
| Presencia de Cultivos | Con y sin plantas | Con y sin plantas |

Como se puede ver en la Figura 87, la práctica del regadío sólo afecta a los nitratos retenidos en el suelo por ser la forma de nitrógeno más lábil. Durante el primer mes, el contenido de nitratos es el mismo para las simulaciones con iguales características edafológicas de la batería uno porque no se realiza ningún regadío. A partir del segundo mes, el perfil del suelo comienza a saturarse debido al regadío haciendo que el contenido de nitratos disminuya no sólo por las pérdidas por lixiviación, sino también porque aumentan las pérdidas por desnitrificación debido a la saturación de todo el perfil del suelo. Las diferencias entre los contenidos de nitratos durante los primeros dos años en las simulaciones con y sin regadío, son mayores en las simulaciones con CN baja, porque las pérdidas por lixiviación que sufre dicha configuración durante este periodo son muy importantes. Después del segundo año la disminución de los nitratos retenidos comienza a ser cada vez menor, debido principalmente a las pérdidas de los años anteriores que hacen que las concentraciones de salida de nitratos por lixiviación y las cantidades desnitrificadas para los años siguientes sean más bajas.

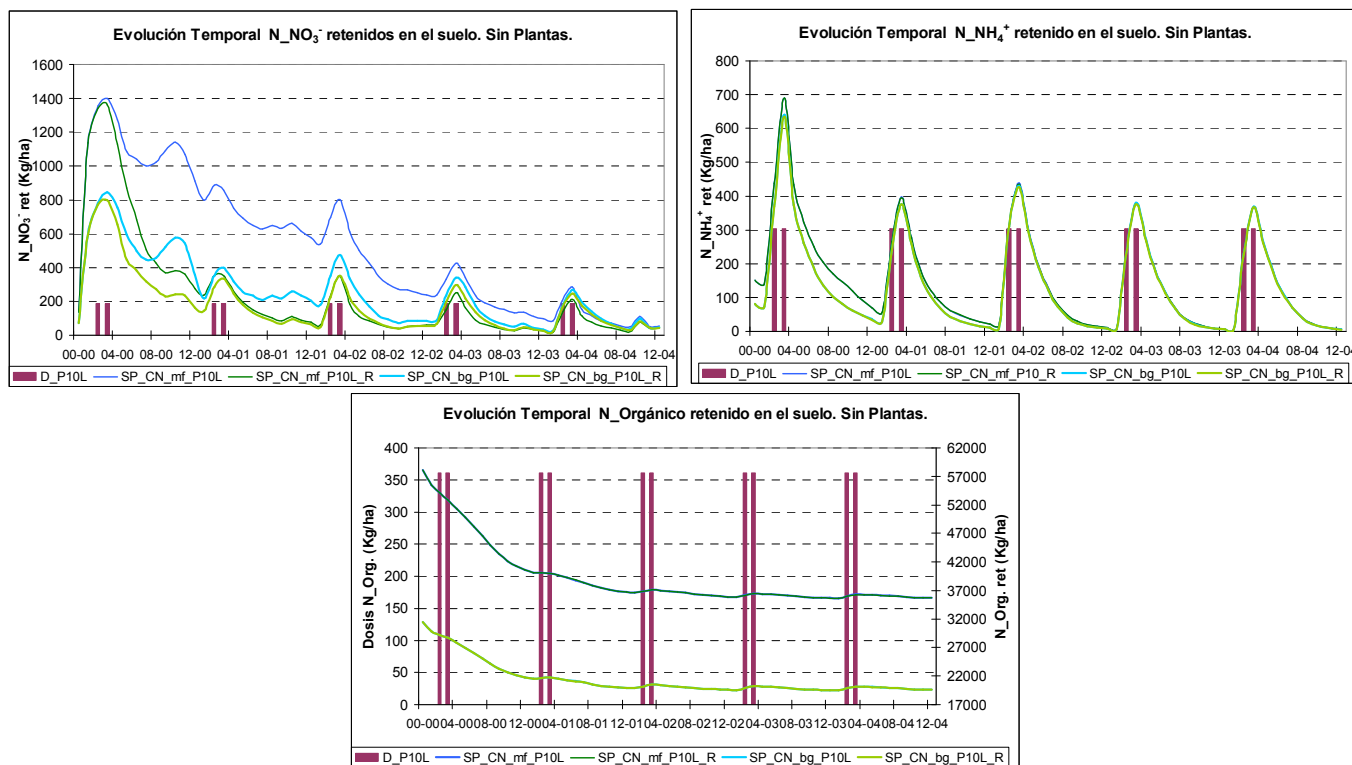


Figura 87. Comparación de la evolución temporal del nitrógeno retenido en el suelo con y sin regadío. Simulaciones con CN media, granulometría fina y dosis de purín P10L y CN baja, granulometría gruesa y dosis de purín P10L. Líneas tonos azules con precipitación, líneas tonos verdes con regadío.

Ni el amonio ni el nitrógeno orgánico retenido en el suelo se ven afectados por el regadío ya que son formas poco móviles. Los nitratos por ser una forma muy móvil se ven muy afectados, principalmente cuando no hay presencia de plantas, aumentando su lixiviación.

Las diferencias en el contenido de nitratos finales en las simulaciones con CN media y granulometría fina con y sin regadío son mayores que las obtenidas en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa. Por ejemplo, la diferencia en el contenido de nitratos al final de las simulaciones con CN media y granulometría fina con y sin regadío es de 14 kg N_{NO₃⁻}/ha mientras esta diferencia en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa es sólo de 1.27 kg N_{NO₃⁻}/ha. Este hecho es debido a que en las simulaciones con CN media el agua aplicada con el regadío hace que el perfil del suelo se sature casi en su totalidad y aumentan mucho las pérdidas por desnitrificación. En cambio en las simulaciones con CN baja, el efecto del regadío hace que se aumenten las pérdidas por lixiviación y las cantidades desnitrificadas sean menores, compensándose así unas pérdidas con las otras.

Con respecto al ciclo del nitrógeno, las cantidades mineralizadas y nitrificadas no varían significativamente debido al aumento de la humedad por el regadío, lo cual corrobora la deficiencia del modelo respecto a otros modelos que utilizan funciones de respuesta a

diferentes factores como la humedad. Por el contrario, la desnitrificación sí se ve muy afectada por el regadío.

En las simulaciones con CN media y granulometría fina, el agua aplicada con el regadío satura casi por completo el perfil del suelo haciendo que las pérdidas por desnitrificación sean muy altas. Esta simulación desnitrifica en todo el periodo 321.8 kg N/ha más que la simulación sin regadío. Este hecho se debe a que el suelo de granulometría fina tiene muchos nitratos disponibles y el regadío hace que se den las condiciones de humedad necesarias para aumentar la desnitrificación. Por el contrario, en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa, el regadío hace que las pérdidas por lixiviación sean muy altas bajando la disponibilidad de nitratos (que eran menores que en las de un suelo fino) para desnitrificar. Por tal motivo, esta simulación desnitrifica en todo el periodo 156.53 kg N/ha menos que las simulaciones sin regadío.

Elevados contenidos hídricos (mayores del 70-80%) durante períodos prolongados favorecen la ocurrencia de la desnitrificación. Aunque el drenaje puede reducir las pérdidas por desnitrificación debido a que mejora la aireación del suelo, es transferir más nitrógeno inorgánico disuelto desde el suelo hacia los cursos de agua, poniéndolos en peligro de contaminación por nitratos. Periodos de grandes lluvias incrementarán las emisiones de N_2O por desnitrificación. Sin embargo, el incremento de la precipitación también incrementa el crecimiento del césped y posiblemente el lixiviado de NO_3^- y por lo tanto reduce la concentración de NO_3^- en el suelo, lo cual tiende a reducir las emisiones de N_2O , (Chatskikh et al., 2005).

Como se puede ver en la Figura 88, el nitrógeno tomado por las plantas está afectado por la práctica del regadío. El nitrógeno tomado por las plantas hasta el primer año, para las simulaciones con granulometría gruesa, y hasta el segundo, para las de granulometría fina, es igual para las simulaciones con y sin regadío. Esto es debido a que las simulaciones con granulometría fina movilizan más lentamente los nitratos debido a su baja permeabilidad, estando los nitratos contenidos en la zona de raíces disponibles por más tiempo, mientras en las de granulometría gruesa, éstos ya se han movilizado. A partir de este momento, las plantas toman más nitrógeno en las simulaciones con regadío (aproximadamente 83 kg N/ha más que en las simulaciones sin regadío) porque los nitratos se disuelven con el agua haciendo que sean asimilados más fácilmente por las plantas.

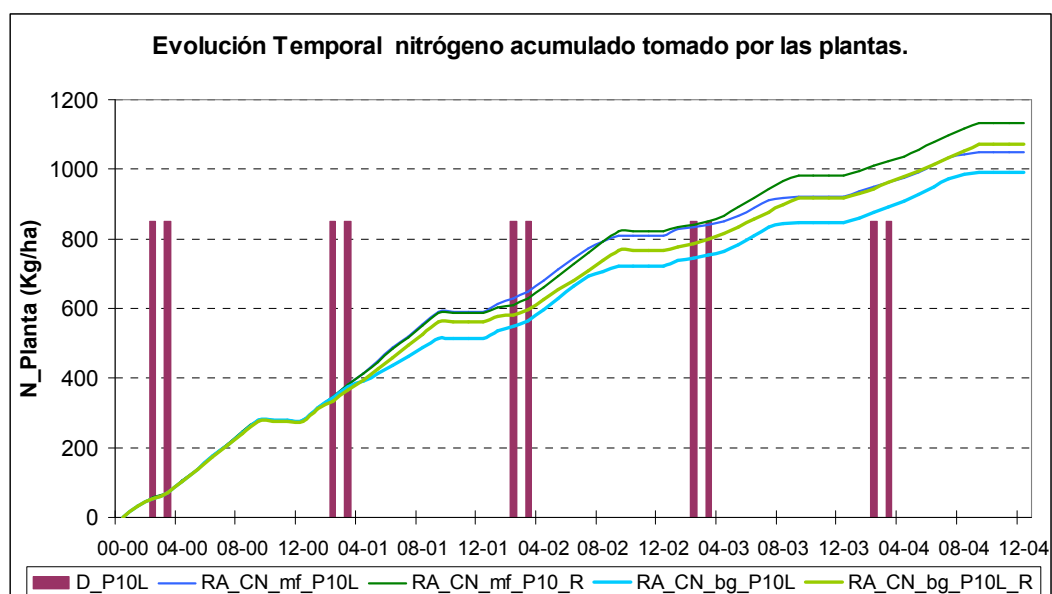


Figura 88. Comparación de la evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas con o sin regadío. Simulaciones con CN media, granulometría fina y dosis de purín P10L y CN baja, granulometría gruesa y dosis de purín P10L. Líneas tonos azules con precipitación, líneas tonos verdes con regadío.

En la Tabla 103 se muestran las cantidades acumuladas de nitrógeno lixiviado y el agua lixiviada a 495 cm de profundidad en cinco años de simulación.

Tabla 103. Resultados de las simulaciones con precipitación normal y precipitación más regadío diario. Lixiviado de nitrógeno (kg N/ha) y de agua (cm) a 495 cm de profundidad.

| | CN media, granulometría fina y dosis de purín P10L | | | | CN baja, granulometría gruesa y dosis de purín P10L | | | |
|---|--|--------|-------------|--------|---|--------|-------------|--------|
| | Sin plantas | | Con plantas | | Sin plantas | | Con plantas | |
| | P | P+R | P | P+R | P | P+R | P | P+R |
| NO₃⁻ Lixiviado (kg N/ha) | 0.00 | 4.38 | 0.00 | 4.37 | 0.00 | 148.40 | 0.00 | 148.19 |
| NH₄⁺ Lixiviado (kg N/ha) | 0.00 | 0.83 | 0.00 | 0.83 | 0.00 | 14.45 | 0.00 | 14.45 |
| N.Org Lixiviado (kg N/ha) | 0.00 | 8.99 | 0.00 | 8.99 | 0.00 | 15.71 | 0.00 | 15.71 |
| Agua (cm) | 0.00 | 129.06 | 0.00 | 129.06 | 0.00 | 282.66 | 0.00 | 282.66 |

Como se puede ver en la Tabla 103, el regadío provoca un lixiviado de agua a 495 cm de profundidad de 129.06 cm en las simulaciones con CN media y granulometría fina y de 282.66 cm en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa, lo cual ratifica que esta última configuración favorece el lixiviado. Sin embargo, la cantidad de nitratos acumulada que alcanza dicha profundidad en los 5 años de simulación es sólo de 4.38 kg N/ha para la CN media y granulometría fina (0.34 mg N/L). El primer evento de lixiviación se presentó en el séptimo mes del segundo año simulado, y representa sólo el 43% de las pérdidas totales de nitratos por lixiviación. Por lo tanto, el nitrógeno inicial del suelo y el aportado por el purín antes del primer evento de lixiviación han tenido tiempo de transformarse, provocando una gran pérdida de nitratos debido a la desnitrificación. La desnitrificación total en dicho periodo representa en promedio el 75.51% de la desnitrificación total del periodo de simulación.

completo. Por el contrario, la cantidad de nitratos acumulada que alcanza dicha profundidad en los 5 años de simulación para la configuración CN baja y granulometría gruesa es de 148.40 kg N/ha (5.25 mg N/L). El primer evento de lixiviación se presentó en el quinto mes del primer año simulado y representa el 91.34% de los nitratos totales perdidos por lixiviación. Por lo tanto, el nitrógeno inicial del suelo y el aportado por el purín no han tenido tiempo de transformarse. La desnitrificación en promedio en los primeros cinco meses de simulación es el 28% de la desnitrificación total del periodo de simulación completo. Ottman y Pope, (2000) en su estudio del movimiento de nitrógeno procedente de fertilización con volumen de lluvia y regadío, similares a los de estas simulaciones, concluyeron que ni la tasa de fertilización, ni el ritmo de aplicación afectan el movimiento del nitrógeno en la profundidad del suelo, pero sí la cantidad de nitrógeno remanente en el suelo que puede posiblemente lixiviar en temporadas futuras, por lo que podemos decir que este lixiviado no es producido por la dosis de purín.

Las concentraciones acumuladas de nitratos lixiviadas a cinco metros de profundidad están dentro de los límites establecidos por la directiva 75/440/CEE relativa a la calidad requerida para las aguas destinadas a la producción de agua potable en los estados miembros. Las simulaciones con regadío claramente arrastran más nitratos al acuífero sin embargo, las cantidades que sobrepasan dicha profundidad son muy bajas.

Tabla 104. Resultados de las simulaciones con precipitación normal y precipitación más regadío diario respecto a la concentración esperada a 105 cm de profundidad del suelo calculados con los resultados del PRZM.3.12.2. Agua lixiviada (cm), concentración media y kilogramos totales de nitratos lixiviados (kg N_{NO₃}⁻/ha) en cinco años de simulación (mg N_{NO₃}⁻/L) y concentración máxima mensual (mg N_{NO₃}⁻/L).

| | CN media, granulometría fina y dosis de purín P10L | | | | CN baja, granulometría gruesa y dosis de purín P10L | | | |
|--|--|----------------|-------------|----------------|---|----------------|----------------|----------------|
| | Sin plantas | | Con plantas | | Sin plantas | | Con plantas | |
| | P | P+R | P | P+R | P | P+R | P | P+R |
| Agua Lixiviada (cm) | 9.98 (5) | 275.54 (47) | 9.98 (5) | 275.54 (47) | 109.19 (18) | 416.50 (52) | 109.19 (18) | 416.50 (52) |
| mg N_{NO₃}⁻/L medios | 1.71 | 17.14 | 0.84 | 14.54 | 52.30 | 31.95 | 46.46 | 27.29 |
| mg N_{NO₃}⁻/L máximo mensual | 4.23 | 137.38 | 3.50 | 133.42 | 124.83 | 101.85 | 121.89 | 90.45 |
| kg N_{NO₃}⁻/ha totales lixiviados | 1.70 | 472.18 | 0.83 | 400.61 | 571.04 | 1330.84 | 507.29 | 1136.74 |

Como se puede ver en la Tabla 104, la cantidad de agua lixiviada esperada y las concentraciones medias y kilogramos que alcanzarían una profundidad de 105 cm con la práctica del regadío son mucho mayores que las obtenidas en las simulaciones con sólo precipitación, excepto en las concentraciones medias en las simulaciones con CN baja debido a que la gran cantidad de agua lixiviada diluye la cantidad de nitratos transportada. Las concentraciones medias de nitratos que han lixiviado durante los cinco años de simulaciones y las concentraciones máximas mensuales superan el límite establecido por la directiva

75/440/CEE relativa a la calidad requerida para las aguas destinadas a la producción de agua potable en los estados miembros. Se puede afirmar, que en condiciones normales, el regadío y la aplicación de purín P10L en estos tipos de suelos no cumplen con la normativa ambiental.

La cantidad de agua que lixivia a una profundidad de 105 cm en la simulación con CN media y granulometría fina con regadío es más de 27 veces la que lixivia sin regadío. En la simulación con CN baja y granulometría gruesa la cantidad de agua que lixivia a dicha profundidad es más de tres veces la cantidad que lixivia sin regadío.

La concentración media de nitratos que alcanzaría una profundidad de 105 cm durante cinco años en la simulación con CN media y granulometría fina con regadío es más de diez veces la que lixivia sin regadío. En la simulación con CN baja y granulometría gruesa la concentración media de nitratos en cinco años que alcanzaría dicha profundidad es aproximadamente dos terceras partes de la concentración que alcanzaría sin regadío.

Los kilogramos totales de nitratos que alcanzarían una profundidad de 105 cm durante cinco años en la simulación con CN media y granulometría fina con regadío son más de 280 veces los que alcanzarían dicha profundidad sin regadío. En la simulación con CN baja y granulometría gruesa los kilogramos totales de nitratos que alcanzarían dicha profundidad son más del doble de los que alcanzarían dicha profundidad sin regadío.

De este apartado se puede concluir que el regadío afecta sólo a los nitratos retenidos en el suelo, las cantidades de agua y las concentraciones lixiviadas. Las diferencias en el contenido de nitratos finales en las simulaciones con CN media y granulometría fina con y sin regadío son mayores que las obtenidas en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa. Las diferencias en las concentraciones medias y los kilogramos que lixiviarían desde una profundidad de 105 cm con y sin regadío son mayores en las simulaciones con CN media y granulometría fina que en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa.

8.7. ANÁLISIS DEL EFECTO DEL CONTENIDO DE NITRÓGENO EN EL PERFIL DEL SUELO SOBRE EL NITRÓGENO RETENIDO Y LAS CONCENTRACIONES DE NITRATOS ESPERADAS A 105 CM.

De las simulaciones realizadas en las baterías uno y dos, se puede concluir que el efecto del alto contenido inicial de nitrógeno en todo el perfil del suelo, fundamentalmente en forma orgánica, produce un gran incremento en los nitratos retenidos en el suelo durante el primer mes de simulación. Estas simulaciones dan cuenta de la máxima contaminación

potencial que podría ocurrir debido a las condiciones de un suelo que ha sido abonado durante mucho tiempo, pero enmascara cualquier efecto benéfico o no de la aplicación de purín.

Por tal motivo se realizaron 26 simulaciones adicionales (24 más 2 simulaciones blanco) con curva de escorrentía media, suelo de granulometría fina y curva de escorrentía baja y suelo grueso, con las mismas aplicaciones de purín y requerimientos de nitrógeno por parte del cultivo pero con sólo el 10% del contenido inicial real de nitrógeno en el suelo. Así mismo, se realizaron dos simulaciones con perfil de nitrógeno no uniforme (ver apartado 8.3.1). La primera con curva de escorrentía media, suelo de granulometría fina, dosis de purín P10L y sin plantas. La segunda con curva de escorrentía baja, granulometría gruesa, dosis de purín PL y con plantas.

En la Tabla 105 se muestran las características de dichas simulaciones

Tabla 105. Características de las simulaciones para analizar el efecto del contenido inicial de nitrógeno en el suelo.

| | Simulaciones Contenido Inicial bajo | Simulaciones perfil de nitrógeno no uniforme |
|--|---|--|
| Número simulaciones | 26 (24 + 2 blancos) | 2 |
| Longitud columna de suelo | 5 metros | 5 metros |
| Periodo de simulación | 5 años | 5 años |
| Contenido inicial de nitrógeno | 10% del real | 28% del real, distribuido en 3 horizontes: Horizonte 1: 100% del real Horizonte 2: 64% del real Horizonte 3: 22% del real |
| Combinación Granulometría - CN | Granulometría Fina - CN Media Granulometría Gruesa - CN Baja | Granulometría Fina - CN Media Granulometría Gruesa - CN Baja |
| Dosis de purín (doble aplicación) | PL: 170 kg N/ha/año P2L: 340 kg N/ha/año P3L: 510 kg N/ha/año P10L: 1700 kg N/ha/año | PL: 170 kg N/ha/año P10L: 1700 kg N/ha/año |
| Requerimientos del cultivo | Sin plantas, Requerimientos Bajos y Altos | Sin plantas, Requerimientos Altos |

A continuación se muestra los resultados de la evolución temporal del nitrógeno retenido en el suelo en las simulaciones con 10% del contenido real.

Como se puede ver en la Figura 89, el efecto de la aplicación de purín en un suelo con contenido de nitrógeno inicial bajo se nota desde el primer año, acumulándose más nitrógeno a medida que aumenta la dosis de purín.

La forma de la evolución temporal de los nitratos en el suelo presenta un comportamiento similar a su homóloga con contenidos reales de nitrógeno iniciales en el suelo, pero con almacenamientos y una pendiente decreciente, menores debido al bajo contenido inicial de nitrógeno que ocasiona pérdidas por desnitrificación menores. Por

ejemplo, el incremento de nitratos debido a la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo en el primer mes es el 10% del incremento obtenido en la simulación con contenido real de nitrógeno.

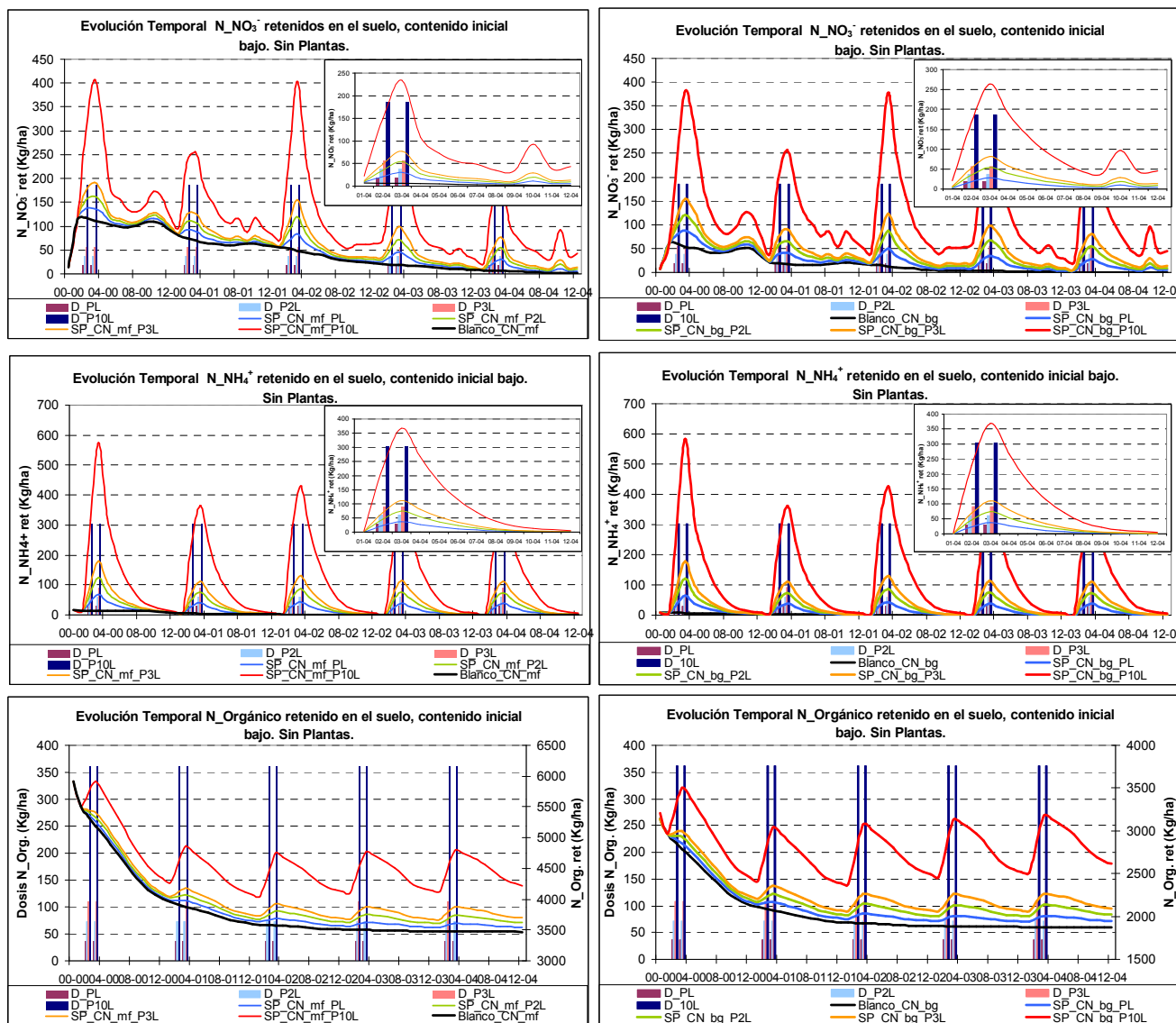


Figura 89. Variación del contenido de $N_{NO_3^-}$, $N_{NH_4^+}$ y $N_{Orgánico}$ en todo el perfil del suelo durante cinco años de simulación (Kg N/ha). Para el $N_{Orgánico}$ eje de la derecha, (kg N/ha). Simulaciones con 10% del contenido inicial de nitrógeno real en el suelo con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 170, 340, 510 y 1700 kg N/ha/año respectivamente (eje de la izquierda, D_PL, D_P2L, D_P3L, D_P10L). Ampliación del último año simulado en el recuadro superior de la esquina derecha.

El amonio retenido en un suelo con 10% del contenido real sólo se diferencia de los contenidos de sus homólogos con contenidos reales en los dos primeros años. Este hecho se debe a que en las simulaciones con contenido real durante estos dos años, el contenido de amonio aún es alto debido a que las ganancias por mineralización son mayores que las

pérdidas por nitrificación y/o volatilización. A partir de este momento, el nitrógeno mineralizado es menor y es transformado rápidamente a nitratos, haciendo que los contenidos de amonio sean muy bajos, similares a los iniciales en las simulaciones con 10% del contenido real. Ambas configuraciones sólo presentan incrementos de amonio durante la aplicación de purín, los cuales comienzan a disminuir hasta llegar a los mismos valores que sus simulaciones sin aplicación de purín.

La forma de la evolución temporal del nitrógeno orgánico en un suelo de bajo contenido inicial de nitrógeno orgánico es similar a su homóloga de contenido real, sólo que con contenidos y pérdidas de nitrógeno alrededor de 10 veces menores.

El efecto de la adición de purín en un suelo con bajo contenido de nitrógeno es mayor. El nitrógeno orgánico aportado por el purín (72.20, 144.60, 216.8 y 722.60 kg N_Orgánico/ha/año para las dosis PL, P2L, P3L y P10L, respectivamente) es un poco más representativo respecto al contenido inicial en el suelo (5816.47 y 3140.89 kg N_Orgánico/ha para el suelo de granulometría fina y gruesa, respectivamente). El nitrógeno orgánico aportado por el purín con la dosis PL representa el 1.24 y 2.30% respecto al contenido inicial de nitrógeno orgánico en el suelo para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente. En el caso de la dosis P2L, este porcentaje aumenta al 2.49 y 4.60%, para la dosis P3L aumenta al 3.73 y 6.90% y finalmente para la dosis P10L aumenta al 12.42 y 23.01%, respecto al contenido inicial de nitrógeno orgánico en el suelo para las simulaciones con granulometría fina y gruesa, respectivamente.

La dosis P10L tiene un efecto positivo en el nitrógeno retenido en el suelo, manteniéndolo en un estado casi estacionario evitando que debido a las pérdidas de nitrógeno total, el suelo no pueda aportar los nutrientes necesarios para todo el periodo del cultivo.

A continuación se comparará la evolución temporal del contenido de nitrógeno en todo el perfil del suelo para las simulaciones con contenido inicial de nitrógeno homogéneo y variable con la profundidad del suelo.

Como se puede ver en la Figura 90, los contenidos de amonio en el suelo en las simulaciones con contenido homogéneo y variable con la profundidad del suelo sólo se diferencian en los dos primeros años. Esto se debe, al igual que para las simulaciones con 10% del contenido real de nitrógeno, a que el contenido de amonio en las simulaciones con perfil homogéneo aún es alto debido a que las ganancias por mineralización son mayores que las pérdidas por nitrificación y/o volatilización. A partir de este momento, el nitrógeno mineralizado es menor y es transformado rápidamente a nitratos, haciendo que los contenidos de amonio se igualen a los presentes en las simulaciones con perfil variable.

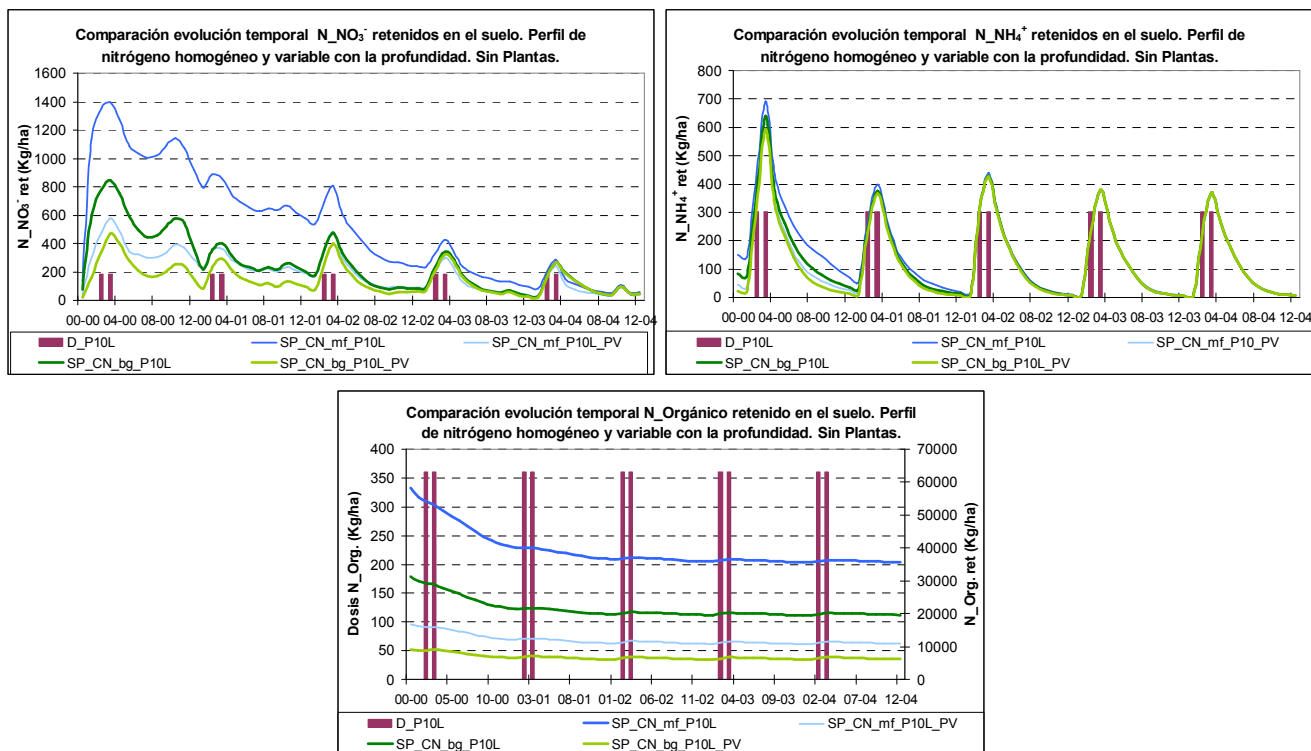


Figura 90. Comparación evolución temporal del contenido de nitrógeno durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con contenido inicial homogéneo de nitrógeno en el suelo y perfil variable (PV: Horizonte 1: 100% del real, Horizonte 2: 64% del real, Horizonte 3: 22% del real) con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg). SP: sin plantas. Dosis de purín aplicada: 1700 kg N/ha/año (D_P10L).

Los nitratos y el nitrógeno orgánico presentan un comportamiento similar al de sus homólogas de contenido uniforme de nitrógeno en el suelo pero con almacenamientos mucho menores debido al bajo contenido inicial del nitrógeno (28% respecto al real) en las simulaciones con perfil de nitrógeno variable.

Los incrementos de nitratos del primer mes, que son producto de las pérdidas de nitrógeno orgánico debido a la mineralización, presentan una disminución del 74% respecto a las obtenidas en sus correspondientes simulaciones con contenido uniforme de nitrógeno en el perfil del suelo.

El contenido de nitrógeno orgánico al final de las simulaciones presenta una disminución promedio del 69% respecto a sus homólogas con contenido homogéneo inicial de nitrógeno. En los nitratos estas disminuciones son diferentes para cada simulación. En las simulaciones con CN media y granulometría fina, la disminución respecto a la simulación con contenido homogéneo es del 19%, mientras en las simulaciones con CN baja y granulometría gruesa es sólo del 1%. Esto se debe a que en las simulaciones con CN media las pérdidas de nitratos por desnitrificación son menores y ocurren más lentamente, manteniéndose así por más tiempo, las diferencias en los nitratos retenidos en el suelo debidas

a los contenidos iniciales. Por el contrario en las simulaciones con CN baja, las pérdidas por desnitrificación son mucho más altas y comienzan rápidamente debido a que dicha curva de escurrentía favorece la infiltración de agua, haciendo que los contenidos de nitratos en la simulaciones con contenido real disminuyan más rápidamente y se igualen, al final del segundo año, a los presentes en las simulaciones con perfil de nitrógeno variable.

A continuación se compara la evolución temporal de los nitratos contenidos en la zona de raíces para las simulaciones con contenido inicial de nitrógeno bajo y perfil de nitrógeno variable.

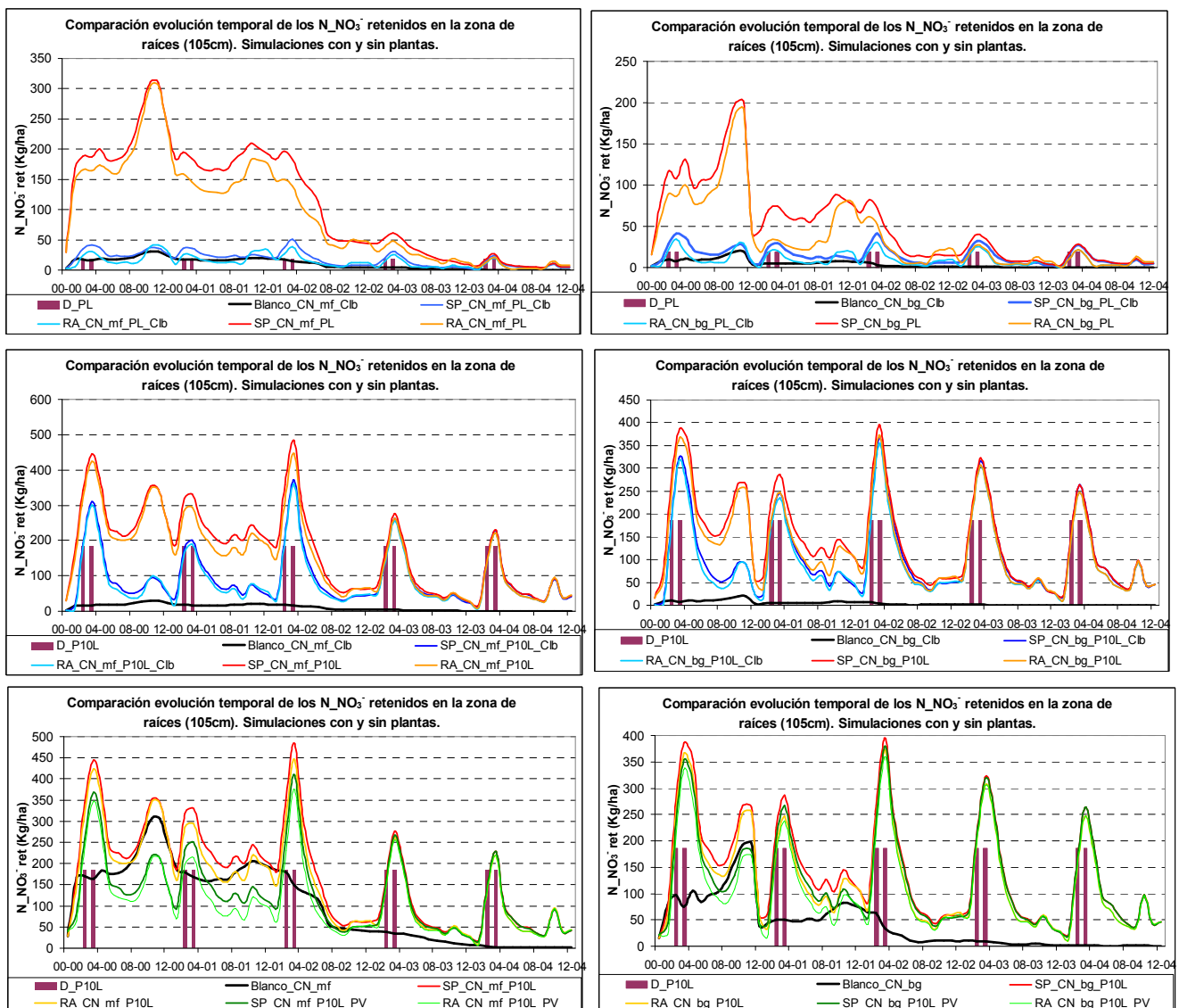


Figura 91. Comparación evolución temporal del contenido de nitratos durante cinco años de simulación (kg N/ha) en la zona de raíces del suelo (105 cm). Simulaciones con 10% del contenido inicial de nitrógeno real en el suelo con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg). Y simulaciones con el perfil del contenido de nitrógeno variable (PV) con CN media granulometría fina (CN_mf_PV) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg_PV), SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 0, 170 y 1700 kg N/ha (Blanco, D_PL y D_P10L).

Como se puede ver en la Figura 91, las mayores diferencias en los nitratos contenidos en la zona de raíces entre las simulaciones con contenido inicial real homogéneo de nitrógeno y las simulaciones con contenidos iniciales menores (10% del real y perfil variable de nitrógeno), se presentan durante los primeros dos años en las simulaciones con CN baja y a hasta el cuarto año en las simulaciones con CN media. Esto es debido a que en dicho periodo los nitratos aún no han alcanzado su condición de equilibrio. Las simulaciones con CN baja alcanzan dicha condición de equilibrio más rápidamente porque favorecen la infiltración de agua, condición necesaria para que se desnitrifiquen el alto contenido inicial de nitratos y los ganados por la mineralización del primer año.

En las simulaciones con contenido inicial de nitrógeno bajo, los nitratos retenidos en la zona de raíces en las simulaciones sin plantas también son mayores que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas. Por ejemplo los incrementos en el contenido de nitratos hasta 105 cm de profundidad en el mes diez del segundo año analizado respecto a su blanco en las simulaciones con 10% del contenido real, sin plantas y dosis PL, varían entre el 26.66 y el 80.01% (CN media, granulometría fina y CN baja, granulometría gruesa, respectivamente) y con plantas entre el 39.75 y el 108.08% (CN media, granulometría fina y CN baja, granulometría gruesa, respectivamente), superando más de tres veces los incrementos respecto a su situación blanco obtenidos con las simulaciones con contenido real de nitrógeno. Estos incrementos son mucho mayores para la dosis P10L. En las simulaciones sin plantas, varían entre el 269.58 y el 802.35% (CN media, granulometría fina y CN baja, granulometría gruesa, respectivamente) y con plantas entre 279.86 y 791.49% (CN media, granulometría fina y CN baja, granulometría gruesa, respectivamente), superando en una cantidad mayor de 14 veces los incrementos respecto a la situación blanco obtenidos con el contenido real de nitrógeno.

A pesar del bajo contenido inicial de nitrógeno en el suelo (10% y 28% del real), las cantidades de nitratos contenidas en la zona de raíces, en las simulaciones con dosis de purín P10L no son muy diferentes a las presentes en la situación con contenido inicial real debido a que el gran aporte de nitratos del purín se queda contenido en dicha zona. En las simulaciones con dosis de purín PL, estas diferencias en el contenido de nitratos son ligeramente mayores debido a la baja aportación de nitratos con dicha dosis de purín.

No se presenta la variación de las cantidades transformadas con el ciclo del nitrógeno en las simulaciones con contenido inicial de nitrógeno bajo porque sigue la misma tendencia que en las simulaciones con contenidos reales pero con cantidades transformadas menores.

En la Figura 92, se muestra la variación mensual del nitrógeno acumulado tomado por las plantas para las simulaciones con el 10% del contenido real y con el perfil variable de nitrógeno en el suelo.

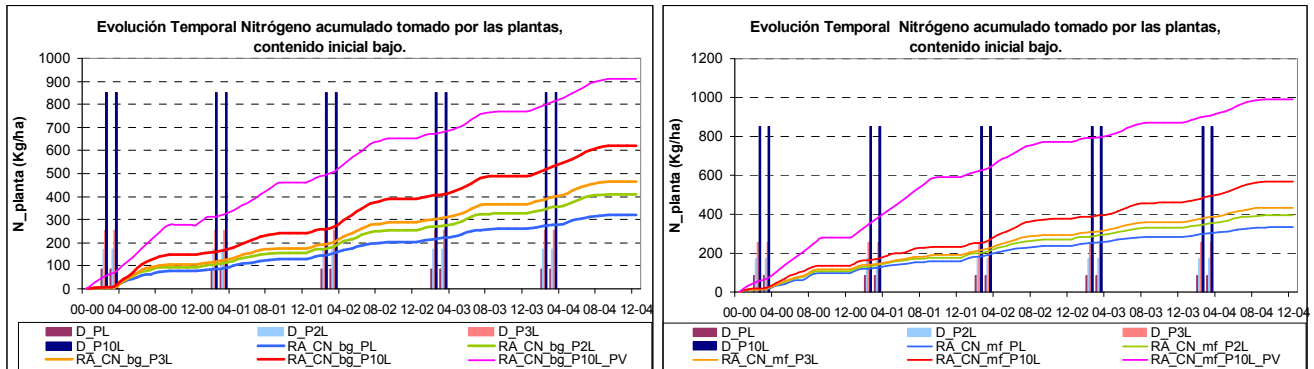


Figura 92. Comparación evolución temporal del nitrógeno acumulado tomado por las plantas durante cinco años de simulación (kg N/ha). Simulaciones con 10% del contenido inicial de nitrógeno real en el suelo con CN media granulometría fina (CN_mf) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg). Y simulaciones con el perfil del contenido de nitrógeno variable (PV) con CN media granulometría fina (CN_mf_PV) y CN baja granulometría gruesa (CN_bg_PV), SP: sin plantas, RA: requerimientos altos del cultivo. Dosis de purín aplicada: 0, 170 y 1700 kg N/ha (Blanco, D_PL y D_P10L).

En las simulaciones con contenido inicial de nitrógeno bajo son las dosificaciones de purín las que suplen las necesidades de nitrógeno por las plantas, siendo mayor las cantidades tomadas de nitrógeno, como era de esperar, a medida que la dosis de purín aumenta. A pesar de la alta dosificación de purín en la dosis P10L en las simulaciones con 10% del contenido real, las plantas no alcanzan a tomar todo el nitrógeno que necesitan para un periodo de cinco años. En las simulaciones con perfil de nitrógeno variable y dosis de purín P10L si se alcanza el objetivo de toma de nitrógeno por las plantas debido a que en la zona de raíces el contenido de nitratos es alto (100 y 68% del contenido real en el horizonte uno y dos respectivamente). Este hecho corrobora, que si se quiere asegurar los requerimientos mínimos de nitrógeno de las plantas, se debe realizar un seguimiento periódico del contenido de nitrógeno en el suelo para poder conocer la dosis de purín necesaria para cada cultivo, principalmente si el contenido inicial es bajo.

A continuación se muestran los resultados de las concentraciones de nitratos lixiviadas a 105 cm de profundidad. No se mostrarán los resultados de las cantidades de agua lixiviada porque son iguales a las obtenidas en las simulaciones con contenido real de nitrógeno e idénticas características edafológicas.

Tabla 106. Concentración media de nitratos ($\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$) en cinco años de simulación que lixiviarían desde una profundidad de 105 cm, calculadas a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea acumulados desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2..

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | | Trigo Producción Alta | | | | Blanco |
|------------------------------|-------------|----------|----------|-----------|-----------------------|----------|----------|-----------|----------|
| | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín 0L |
| CN Media, G_Fina, C.I. Bajo | 0.17 | 0.27 | 0.37 | 1.04 | 0.05 | 0.06 | 0.08 | 0.34 | 0.07 |
| CN Baja, G_Gruesa, C.I. Bajo | 5.28 | 7.73 | 10.20 | 27.59 | 3.66 | 5.20 | 7.07 | 23.32 | 2.85 |
| CN Media, G_Fina, P.V. N. | | | | 1.20 | | | | 0.41 | |
| CN Baja, G_Gruesa, P.V. N. | | | | 38.73 | | | | 33.04 | |

En cinco años de simulación, se presentan concentraciones medias que alcanzarían una profundidad de 105 cm muy variadas. Desde concentraciones despreciables en las simulaciones con plantas, CN media, granulometría fina y contenido inicial de nitrógeno 10% del real, hasta una concentración máxima de 38.73 $\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$ en la simulación con perfil de nitrógeno variable, CN baja, granulometría gruesa, dosis de purín P10L y sin plantas que extraigan nitrógeno del suelo. En general se puede decir que:

- Al igual que en las simulaciones con contenido real de nitrógeno, la configuración CN baja presenta en promedio las mayores concentraciones medias de nitratos lixiviadas a los 105 cm de profundidad en cinco años. Esto es debido a que el contenido de nitratos en el suelo y los aportados por el purín se movilizan hasta este estrato de suelo debido a que la curva de escorrentía baja favorece el movimiento de agua frente a su retención. Este hecho hace que el transporte de nitratos hacia dicha profundidad sea más importante.
- Las concentraciones medias que alcanzarían una profundidad de 105 cm en las simulaciones sin plantas también son mayores que en las simulaciones blanco y que en las simulaciones con plantas debido a la adición de nitrógeno por el purín y a la ausencia de plantas que los tomen del suelo siendo, lógicamente, mayor a medida que la dosis aumenta.
- Las concentraciones acumuladas de nitratos, como era de esperar, en las simulaciones con el 10% del contenido real inicial de nitrógeno son menores que sus homólogas de contenido de nitrógeno variable con el perfil del suelo debido a que en la zona de raíces (105 cm de profundidad), el contenido de nitratos mucho más alto (100 y 68% del contenido real en el horizonte uno y dos respectivamente).

Del mismo modo, como se puede ver en Tabla 107, las concentraciones máximas mensuales que alcanzarían una profundidad de 105 cm son mayores para la configuración con perfil de nitrógeno variable en el suelo. Sólo las configuraciones con CN media y granulometría fina cumplen con el límite máximo de nitratos permitido por el Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero (50 $\text{mg NO}_3^-/\text{L}$ que es igual a 11.29 mg N/L). Las simulaciones con CN baja, granulometría gruesa y dosis de purín P10L, a pesar del bajo contenido inicial

de nitrógeno en el suelo (10% y 28% del real), superan el límite permitido por dicho Real Decreto.

Tabla 107. Concentración máxima mensual de nitratos (mg N-NO₃⁻/L) en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm, calculada a partir de los kilogramos de nitratos y la cantidad de agua lixiviada por hectárea mensual desde dicha profundidad calculados por el PRZM.3.12.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | | Trigo Producción Alta | | | | Blanco |
|------------------------------|-------------|----------|----------|-----------|-----------------------|----------|----------|-----------|----------|
| | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín 0L |
| CN Media, G_Fina, C.I. Bajo | 0.19 | 0.32 | 0.45 | 1.38 | 0.11 | 0.10 | 0.11 | 0.56 | 0.13 |
| CN Baja, G_Gruesa, C.I. Bajo | 12.50 | 16.48 | 20.96 | 52.47 | 15.10 | 17.36 | 19.80 | 46.82 | 9.84 |
| CN Media, G_Fina, P.V. N. | | | | 1.51 | | | | 0.95 | |
| CN Baja, G_Gruesa, P.V. N. | | | | 80.42 | | | | 77.48 | |

Se puede concluir que aunque el contenido de nitrógeno en el suelo sea bajo, una aplicación de purín diez veces superior a la permitida por el Real Decreto 261/1996 sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, puede ocasionar concentraciones puntuales mayores que las permitidas (50 mg NO₃⁻/L). Sin embargo, para el periodo de tiempo y las condiciones edafo-climáticas analizadas, las concentraciones medias que alcanzarían dicha profundidad no implican un problema de contaminación por nitratos según la legislación vigente.

Tabla 108. kg/ha totales de nitratos que alcanzarían el acuífero en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm calculados por el PRZM.3.12.2.

| Condiciones comunes | Sin Plantas | | | | Trigo Producción Alta | | | | Blanco |
|------------------------------|-------------|----------|----------|-----------|-----------------------|----------|----------|-----------|----------|
| | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín L | Purín 2L | Purín 3L | Purín 10L | Purín 0L |
| CN Media, G_Fina, C.I. Bajo | 0.15 | 0.24 | 0.34 | 1.04 | 0.05 | 0.06 | 0.08 | 0.34 | 0.06 |
| CN Baja, G_Gruesa, C.I. Bajo | 56.05 | 82.26 | 108.90 | 301.30 | 38.83 | 55.33 | 75.52 | 254.65 | 30.19 |
| CN Media, G_Fina, P.V. N. | | | | 1.20 | | | | 0.40 | |
| CN Baja, G_Gruesa, P.V. N. | | | | 422.90 | | | | 360.71 | |

Como se puede ver en la Tabla 108, las cantidades de nitratos totales lixiviadas en cinco años de simulación a una profundidad de 105 cm varían entre 0.05 (simulación con plantas, CN media, granulometría fina con el 10% del contenido real) y 423 kg N/ha (simulación con CN baja, granulometría gruesa y distribución no uniforme de nitrógeno en el suelo) para dosis de purín entre 0 y 1700 kg N/ha/año. Estas cantidades expresan un lixiviado promedio anual entre 0.01 y 85 kg N/ha. Estas cantidades lixiviadas representan una disminución por encima del 88% y del 25% respecto a sus homólogas con contenido real homogéneo de nitrógeno en el perfil del suelo, respectivamente. Como ya se había dicho anteriormente, estas diferencias en las cantidades lixiviadas, son debidas principalmente a las condiciones de nitrógeno iniciales del suelo más que de las dosis de purín aplicadas, por lo que se ratifica la necesidad de hacer un seguimiento de los contenidos de nitrógeno antes de

cualquier aplicación de nitrógeno para evitar pérdidas mayores de las esperadas o no suplir las necesidades del cultivo.

Finalmente, de este capítulo de simulaciones, se puede concluir que los efectos de la gestión del nitrógeno en general y en particular en las concentraciones de $N_NO_3^-$ que podrían alcanzar una profundidad determinada, son muy complejos y difíciles de interpretar, principalmente debido a las transferencias a largo plazo de los efectos del tratamiento de un cultivo en las subsecuentes temporadas de crecimiento y las diferencias en la precipitación de temporada en temporada. Características del suelo como la granulometría y la curva de escurrimiento pueden producir efectos diferentes, tanto en los procesos del ciclo del nitrógeno como en las cantidades movilizadas y retenidas en el suelo, debido a variaciones climáticas de precipitación y temperatura, que dificultan en gran medida la predicción del comportamiento del nitrógeno en el suelo. Por tal motivo, la utilización de modelos calibrados para simular diferentes escenarios posibles, es la estrategia a seguir para seleccionar prácticas de gestión que minimicen el riesgo de contaminación por nitratos en las aguas subterráneas, sin reducir los rendimientos del cultivo.

9. Conclusiones

9. CONCLUSIONES.

El trabajo combinado entre el estudio experimental en el laboratorio y el uso de modelos de calidad de aguas subterráneas en la zona no saturada del suelo ha permitido avanzar en el conocimiento de los mecanismos de transporte y transformación del nitrógeno en dicha zona. Este trabajo ha permitido el desarrollo de una herramienta de fácil manejo para el análisis de los efectos de los límites de aplicación de nitrógeno fijados por el Real Decreto 261/1996 sobre “protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias” y dosis superiores, a diferentes profundidades y características del suelo.

El objetivo principal perseguido con la presente tesis doctoral ha sido evaluar la movilidad y las transformaciones del nitrógeno orgánico e inorgánico en la zona no saturada de un suelo agrícola debido a la adición del nitrógeno contenido en el purín. Se analizaron los efectos que tendrían factores externos como la dosificación de purín, la textura, la humedad y la profundidad del suelo en el ciclo del nitrógeno. Para alcanzar dicho objetivo, se desarrollaron diferentes líneas de trabajo.

En el presente capítulo se resumen las conclusiones extraídas de cada uno de los apartados del trabajo realizado para conseguir los objetivos planteados.

9.1. REVISIÓN DEL ESTADO DEL ARTE EN LA MODELACIÓN DEL CICLO DEL NITRÓGENO EN LA ZONA NO SATURADA DEL SUELO.

- El ciclo del nitrógeno en el suelo es altamente complejo debido a que sus procesos son controlados por factores como el clima, las características físico-químicas del suelo, el tipo y la forma de aplicación de fertilizantes y los diferentes cultivos. Por lo tanto, si se quieren minimizar los problemas ambientales producidos por cualquier tipo de vertido en el suelo que contenga una cantidad considerable de nitrógeno, se debe tratar de encontrar la combinación de estas características que minimicen los posibles problemas.
- Existe una gran discrepancia respecto al efecto de los diferentes factores que controlan el ciclo del nitrógeno. A diferencia con los ensayos realizados en el laboratorio donde se pueden controlar casi todas las variables, los realizados en el campo bajo condiciones climáticas y edafológicas variables, pueden enmascarar los resultados y no saber exactamente a que se debe un comportamiento específico, ya que puede ser el resultado

de la combinación de varios factores. Por lo tanto, es difícil de distinguir entre causa y efecto y las altas tasas de transformación del nitrógeno no pueden ser atribuidas a una variable en particular.

- Los efectos de los factores temperatura y humedad del suelo sobre las cantidades transformadas en el ciclo del nitrógeno presentan grandes discrepancias en la bibliografía, principalmente en el nitrógeno mineralizado y desnitrificado. Las principales diferencias se encuentran en el umbral o rangos óptimos de humedad que favorecen la ocurrencia de dichos procesos.
- La mineralización del nitrógeno orgánico y la desnitrificación de nitratos son los procesos del ciclo del nitrógeno que mayores cantidades transforman. No existe consenso entre la forma de representar dichas transformaciones ni la cantidad de funciones de respuesta a factores externos a emplear. Algunos modelos tienen en cuenta el contenido de carbono en el suelo para modelar las cantidades mineralizadas y desnitrificadas y otros simplemente lo utilizan como indicador de la ocurrencia de la mineralización o de la inmovilización. Por estos motivos, se hace necesario un mayor estudio, tanto a escala de laboratorio como de modelación, para conocer a fondo el efecto que tienen la fuente de carbono y los diferentes factores ambientales sobre dichos procesos, principalmente en la desnitrificación.

9.2. DESARROLLO EXPERIMENTAL EN EL LABORATORIO CON COLUMNAS DE SUELO, APLICACIÓN DE PURÍN Y SIMULACIÓN DE LLUVIA.

Vistos los antecedentes bibliográficos sobre las discrepancias en los efectos de la humedad del suelo sobre las cantidades transformadas en el ciclo del nitrógeno, se decidió controlar el grado de pedregosidad del suelo, ya que afecta notablemente a la capacidad de retención de agua del suelo. Por tal motivo, se vio la necesidad de buscar relaciones entre los diferentes procesos del ciclo del nitrógeno y el grado de pedregosidad y la humedad del suelo al final de las experimentaciones.

Con respecto a las características del montaje experimental en el laboratorio se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- Las características físico-químicas del purín aplicado en los ensayos son similares a las observadas en otras fuentes bibliográficas. Hay que destacar una mayor concentración de nitrógeno total (16 g N/L) y orgánico (6.8 g N/L), el cual, presentándose las condiciones óptimas, se podría mineralizar.

- El volumen del purín a aplicar se calculó a partir del contenido en nitrógeno del mismo y la normativa ambiental sobre protección de aguas (RD 261/1996, de 16 de febrero (91/676/CEE)), la cual establece como límite de aplicación por hectárea la cantidad de estiércol que contenga 170 kg N/ha/año. Se aplicaron tres dosis diferentes: 170, 210 y 250 kg N/ha. Aunque la dosificación del purín fue ligeramente superior a la indicada en la normativa, el nitrógeno total adicionado al terreno con respecto al existente en los primeros treinta centímetros del suelo es muy bajo: varía entre el 4 y el 8%.
- El tipo de terreno estudiado es de naturaleza arcillosa, con un alto contenido de materia orgánica (5.45%) y una capacidad de campo del 36.08%.
- La cantidad de nitrógeno total que hay en el suelo inicialmente es muy elevada, fundamentalmente orgánico (aproximadamente 100 veces superior al contenido de nitratos). Estos ensayos de laboratorio han permitido comprobar que la mayor parte del nitrógeno orgánico está altamente inmovilizado en el suelo ya que el presente en el agua lixiviada es muy reducido y el contenido final en el suelo, aunque se presentaron grandes pérdidas, aún es muy elevado. Estas pérdidas de nitrógeno orgánico se deben a su transformación en amonio debido a la mineralización y posterior nitrificación, lo cual se corrobora con la gran cantidad de nitratos en el lixiviado.
- La isoterma de adsorción del amonio obtenida experimentalmente para el suelo estudiado se ajusta al modelo propuesto por Freundlich ($q_e = 44.802C_e^{1/1.490}$). La utilización de isotermas de adsorción tiene un rango de validez restringido a valores bajos de concentración. Por este motivo, se decidió realizar un modelo cinético de adsorción de primer orden. Se dividió los datos del ensayo en dos zonas, la primera de concentraciones bajas ($KADS = 0.111 \text{ d}^{-1}$ y $KDES = 0.052 \text{ d}^{-1}$) y la segunda para concentraciones mucho más altas ($KADS = 0.027 \text{ d}^{-1}$ y $KDES = 0.018 \text{ d}^{-1}$).

Con respecto al nitrógeno lixiviado en las columnas experimentales en seis meses a partir de una precipitación de 303 mm, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- El nitrógeno lixiviado que atraviesa una profundidad de 40 cm varía entre 28 y 37 kg NT/ha/mes, de los cuales entre 21 y 33 son de nitratos. Así mismo, la cantidad que pasa a través de 100 cm de profundidad no difiere mucho de la anterior, varía entre 26 y 36 kg NT/ha/mes, de los cuales entre 23 y 29 son de nitratos. El nitrógeno que lixiviana a través de los 160 cm de profundidad es ligeramente menor debido a los pocos eventos de lixiviación, varía entre 16 y 23 kg NT/ha/mes de los cuales entre 15 y 20 son de nitratos, por lo tanto aún están adsorbidos en la matriz del suelo.

- Las concentraciones instantáneas de nitrógeno total en el lixiviado muestran valores dispares que oscilan entre 26.25 mg N/L y 1194.63 mg N/L. Las concentraciones integradas en todo el periodo experimental varían entre 51.20 mg N/L y 106.70 mg N/L.
- Las concentraciones de nitratos lixiviadas son altas, en algunos casos superan los 300 mg N/L. Las concentraciones integradas oscilan entre 38.45 mg N/L y 100.21 mg N/L. Estas concentraciones son muy elevadas y superan la máxima admisible por el Real Decreto 140/2003 del 7 de febrero (11.29 mg N/L) en aguas de abastecimiento.
- La contaminación por nitratos debido a la aplicación del nitrógeno del purín en el suelo estudiado, tiene poca importancia relativa debido a la gran cantidad de nitrógeno inicial en el suelo frente al dosificado como purín. Los resultados del trabajo experimental muestran que tanto las concentraciones de las formas nitrogenadas retenidas como de las lixiviadas tienen poca dependencia ante estas dosificaciones.
- Los nitratos lixiviados superan hasta en un 90% los suministrados por el purín en todas las columnas, excepto en las finas de mayor longitud, pero solo entre el 16 y el 47% del nitrógeno total suministrado por el purín. Esto significa que dicho excedente de nitratos proviene de los nitratos iniciales en el suelo y/o de los ganados por mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno total tanto del suelo como del purín.
- La mayor cantidad de nitratos lixiviados se presentó en las columnas de menor tamaño, lixiviándose entre un 15 y un 47% más que la suma del contenido inicial de nitratos en el suelo y los aportados por el purín, lo cual es el primer indicio de la nitrificación. En las demás columnas, aunque se han lixiviado más nitratos que los aportados por el purín (entre un 1 y un 89%, excepto en la columna C9), aún no se ha lavado todo el contenido inicial en el suelo ni el incremento debido a la mineralización y posterior nitrificación del nitrógeno total tanto del suelo como del purín, por lo que se puede decir que estos nitratos están aún disponibles para percolar en el caso de futuros eventos de lluvia.

Con respecto al nitrógeno retenido en el suelo al final de las experimentaciones se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- La diferencia porcentual entre el contenido final de las diferentes formas nitrogenadas, respecto al inicial, es un indicador del acontecimiento de los procesos del ciclo del nitrógeno. El nitrógeno orgánico presenta pérdidas del orden del 28%. Se atribuyen a la mineralización porque la cantidad de nitrógeno orgánico lixiviada es muy baja. El nitrógeno amoniacal, aunque presentó ganancias por mineralización, tiene pérdidas entre el 70.98% y el 95.25%. Se atribuyen a la nitrificación porque el paso de amonio a nitratos se puede decir que es inmediato y la cantidad de amonio perdida en el lixiviado es muy pequeña, además del gran incremento de nitratos en el suelo al final del periodo

de simulación. Este incremento de nitratos varía entre el 309.95% y el 745.65% debido a la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo y su posterior nitrificación.

- Para averiguar si se han producido pérdidas de nitrógeno por volatilización del nitrógeno amoniacal o por desnitrificación de nitratos se realizó el balance de nitrógeno total. Estas pérdidas oscilan entre 21 y 32% y son ocasionadas por la volatilización y/o la desnitrificación. Las simulaciones realizadas con el modelo PRZM.3.12.2, permitirán distinguir la importancia de cada una de estas pérdidas.

9.3. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO.

- La constante de mineralización KMIN y el porcentaje lábil del nitrógeno orgánico del suelo son los parámetros que más afectan al conjunto de las once variables de salida analizadas (nitrógeno y agua lixiviada, transformaciones del ciclo del nitrógeno y nitrógeno retenido al final de las simulaciones), por esta razón se debe tener más cuidado en el momento de la calibración y/o en la asignación de valores de la literatura.
- Otros parámetros muy significativos, principalmente para los nitratos lixiviados y retenidos en el suelo, son la capacidad de campo, la curva de escorrentía y la constante de desnitrificación (CC, CN y KDESN).

9.4. PROCESO DE CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO PRZM.3.12.2.

- Los perfiles de humedades reales al final de las experimentaciones presentaron mayor contenido de agua en la zona inferior debido al arrastre de material fino provocado por el flujo y a su compactación debido al peso de la columna de suelo. Por este motivo para la calibración inicial de las columnas de granulometría fina (material que pasa el tamiz de 2 mm) el suelo se dividió en tres horizontes:
 - Suelo homogéneo menos compacto debido a que no tiene el peso del suelo por encima de él, donde se aplica el purín.
 - Suelo homogéneo.
 - Suelo homogéneo más compacto debido al peso de la columna de suelo, con drenaje restringido que provoca la acumulación de agua.
- Los valores calibrados de la capacidad de campo para los tres horizontes analizados de las columnas finas fueron: $CC_1 = 0.160 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, $CC_2 = 0.205 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ y $CC_3 = 0.240 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Debido a la gran influencia de la estructura de la columna en el lixiviado de agua, se calibró la capacidad de campo para las columnas de textura media y gruesa en

función del porcentaje de gravas presente en cada columna y la capacidad de campo calibrada de la columna de granulometría fina.

- La calibración del volumen de agua lixiviado fue muy buena. Se presentaron errores poco significativos, entre -17% y 14% respecto al volumen de agua experimental. Las columnas C3 y C8 de granulometría gruesa y media, fueron las que presentaron mayor error (34 y -31.56% respectivamente).
- El agua lixiviada presenta un índice de modelación eficiente (IA) muy alto (0.94) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE) aceptable (19.36%), lo cual indica un buen ajuste entre las cantidades de agua lixiviadas observadas y simuladas.
- Se ha comprobado que el transporte y las transformaciones del nitrógeno son dependientes de la humedad y la velocidad de infiltración del agua en el suelo. Por tal razón se realizaron dos calibraciones de las variables del ciclo del nitrógeno. La primera respecto al porcentaje de humedad al final de las simulaciones y la segunda respecto al porcentaje de gravas presente en cada columna.
- Ambas calibraciones presentaron errores promedios admisibles tanto en el nitrógeno lixiviado (entre 6 y 22%) como en el nitrógeno retenido (entre 0.78 y 18%) y el transformado (entre 6 y 9%). La calibración realizada está por el lado de la seguridad porque la cantidad de nitrógeno disponible para futuros eventos de lixiviación y transformación se ajustó muy bien.
- Los nitratos y el nitrógeno orgánico lixiviado tienen valores de IA (0.78 y 0.46 respectivamente) y de RSME altos (24 y 18% respectivamente). Por el contrario, el amonio lixiviado presenta un IA (0.05) y un RMSE bajos (8%), debido a la poca importancia en cantidad que tiene respecto a las demás formas lixiviadas. Esto indica, que se han modelado más eficientemente los nitratos y el nitrógeno orgánico lixiviado que el amonio, aunque se presenta una mayor variación respecto a los observados.
- El nitrógeno orgánico retenido en el suelo presenta un IA muy cercano a la unidad (0.96) y un RSME del 23%, lo cual indica una calibración muy buena. Dado que el nitrógeno orgánico es la mayor fuente de nitratos, debido a la mineralización y posterior nitrificación, el modelo a largo plazo puede predecir muy bien el ciclo del nitrógeno. Así mismo, los nitratos presentan un valor de IA y RSME buenos (0.67 y 1.40% respectivamente). El amonio presenta un valor de IA más bajo (0.19) y un RSME casi nulo (0.55%), lo cual indica que su calibración no ha sido muy buena, pero debido a su baja importancia respecto al nitrógeno total retenido, este hecho es poco significativo.
- Las transformaciones del ciclo del nitrógeno presentan valores muy similares de IA (0.52) y RSME (alrededor del 10%), siendo ambos aceptables.

- La calibración basada en el porcentaje de gravas permite el empleo del modelo PRZM.3 conociendo sólo el grado de pedregosidad del terreno obtenido experimentalmente. Por tal motivo se utilizan los resultados de esta calibración en el capítulo de simulaciones.
- La calibración basada en la humedad al final de las simulaciones, aunque presenta errores similares a los de la calibración respecto al porcentaje de gravas, es muy dependiente de las condiciones climáticas. Por tal motivo, la relación matemática obtenida en dicha calibración sólo se debe utilizar para suelos que hayan sido sometidos a un régimen de lluvias y durante un intervalo de tiempo similares al de estos ensayos.
- Las constantes de mineralización calibradas para el conjunto de las nueve columnas se encuentran dentro del rango propuesto por diferentes autores, varían entre 0.013 y 0.015 d^{-1} . Las constantes de desnitrificación calibradas varían entre 0.889 y 0.975 d^{-1} y las de nitrificación entre 0.817 y 0.924 d^{-1} .
- La validación efectuada con columnas experimentales con condiciones diferentes, presentó errores en el agua lixiviada muy bajos (menores del 5%). Los errores obtenidos en los nitratos lixiviados fueron muy aceptables, menores del 21%, por lo que se puede afirmar que el modelo PRZM.3.12.2 ha sido calibrado y validado con éxito y se puede utilizar para modelar los nitratos lixiviados con error del 20%.

9.5. SIMULACIONES REALIZADAS CON EL MODELO PRZM3.12.2.

Con el modelo PRZM3.12.2 calibrado, se crearon diferentes escenarios para analizar los límites de aplicación de nitrógeno fijados por el Real Decreto 261/1996 “sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias”.

Se realizaron dos baterías para analizar principalmente el efecto de la estructura y la clase de drenaje del suelo, la presencia o no de cultivos y la dosificación y fecha de aplicación del purín en las transformaciones del ciclo del nitrógeno y principalmente en el lixiviado de nitratos a 1.05 y 5 metros de profundidad. Así mismo, se realizaron simulaciones complementarias para analizar el efecto del contenido inicial de nitrógeno en el suelo, la desnitrificación y el regadío.

En la primera batería se analizó la influencia conjunta de la cantidad de purín aplicado (PL: 170 kg N/ha/año, P2L: 340 kg N/ha/año, P3L: 510 kg N/ha/año y P10L: 1700 kg N/ha/año), la estructura del suelo (granulometría fina y pedregosidad del 46%), la curva de escorrentía (CN media y baja) y la presencia o no de plantas (requerimientos bajos y altos de nitrógeno). La segunda batería se basó en un suelo de pedregosidad del 46% y una dosis de

purín de 340 kg N/ha/año, donde se analizó la influencia de la fecha de aplicación del purín (PL1: mes doce, PL2: mes once, PL3: mes diez), la curva de escurrentía (CN media y baja) y la presencia o no de plantas (requerimientos bajos de nitrógeno).

- Las simulaciones a medio plazo realizadas durante cinco años, muestran pérdidas de nitrógeno muy elevadas, las cuales no se compensan con el nitrógeno aplicado con el purín. El nitrógeno amoniacal presenta una gran disminución, del orden del 91.5% respecto al amonio inicial en el suelo, debido a la nitrificación y la volatilización. El nitrógeno orgánico y los nitratos presentan unas pérdidas del 39 y del 75% respecto a su contenido inicial, debidas a la mineralización y desnitrificación, respectivamente.
- El nitrógeno orgánico y amoniacal, presentan una gran reducción durante el primer mes de simulación (noviembre, primer mes del “año agrícola”) debida principalmente a la mineralización del nitrógeno orgánico y a la nitrificación del amonio inicial en el suelo y el ganado por la mineralización de dicho mes. Los nitratos presentan un gran incremento en el primer mes debido a estas transformaciones de nitrógeno y no por el nitrógeno del purín, porque la primera aplicación se realiza en el segundo mes y en el mes diez, once o doce en la batería uno y dos, respectivamente.
- La dosis de purín anual aplicada respecto al alto contenido inicial de nitratos y nitrógeno total en el suelo no es muy importante. Sólo la dosis máxima (P10L = 372 kg N-NO₃⁻/ha) afecta el contenido de nitratos en el suelo desde los primeros años porque los nitratos que aporta no son despreciables. Debido a la variabilidad de la textura del terreno, dicho aporte es aproximadamente entre tres y cinco veces el contenido inicial de nitratos en el suelo.
- Se presentan dos picos anuales en la mineralización y en general en todas las transformaciones del ciclo del nitrógeno. El primero debido a la segunda aplicación de purín siendo mayor, como era de esperar, a medida que la dosis aumenta y el segundo, en el mes ocho de cada año debido a que las altas temperaturas del suelo durante dicho mes y los precedentes, favorecen los procesos del ciclo del nitrógeno.
- El nitrógeno orgánico mineralizado en el primer mes es igual para todas las configuraciones con iguales características edafológicas. Esta cantidad mineralizada representa en promedio el 11% de la cantidad total mineralizada durante los cinco años de simulación. Así mismo, el nitrógeno mineralizado en el primer año representa en promedio el 74% del total mineralizado, lo cual indica una gran disminución del nitrógeno orgánico lábil del suelo, que es la mayor fuente de nitrógeno mineralizable.
- Las cantidades nitrificadas son un poco menores que las mineralizadas, debido a las pequeñas pérdidas por volatilización y la posible adsorción en la matriz del suelo. Las

simulaciones realizadas permiten distinguir entre las pérdidas por volatilización y desnitrificación, las cuales son aproximadamente el 5 y el 95% del nitrógeno total perdido, respectivamente.

- La cantidad desnitrificada durante el primer año es casi la totalidad de los nitratos ganados por la nitrificación en dicho año (en promedio el 98.88% del nitrógeno nitrificado) y en algunos casos llegan a superarse. Esto es debido a que durante el primer año el perfil del suelo se va humedeciendo debido a las lluvias, alcanzándose las condiciones necesarias para que se presente la desnitrificación.
- Los primeros dos años no se presenta diferencia en la cantidad de nitrógeno tomado por las plantas, entre simulaciones con iguales características edafológicas y diferente dosificación o fecha de aplicación del purín, porque la cantidad de nitratos disponibles en el suelo es suficiente para satisfacer la demanda. A partir de este momento, las plantas toman más nitrógeno en las simulaciones con mayor dosificación de purín y con fecha de aplicación más cercana al inicio del cultivo.
- Con la precipitación típica de la zona de estudio no se presenta lixiviación a 495 cm de profundidad en los cinco años de simulación. Las concentraciones medias de nitratos que alcanzarían una profundidad de 105 cm en las simulaciones sin plantas siempre son mayores que en las simulaciones sin aplicación de purín y que en las simulaciones con plantas.
- Todas las simulaciones presentan concentraciones máximas mensuales de nitratos esperadas a 105 cm entre 12.50 y 156.74 mg N/L, mayores que las permitidas por el Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero (11.29 mg N/L), excepto las simulaciones con suelos escasamente drenados (CN media) de granulometría fina.
- En las simulaciones con suelos bien drenados (CN baja), no se presenta diferencia significativa entre la concentración esperada de nitratos a 105 cm de profundidad dividiendo la dosis de purín en dos aplicaciones (batería uno) o aplicándola en una sola dosis (batería dos), luego la dosificación no influye en la concentración esperada de nitratos.
- Las simulaciones muestran, que para un mismo periodo de precipitaciones, el efecto de la aplicación del purín y el movimiento de este en el perfil del suelo es diferente en función de la capacidad de drenaje y la textura de la zona no saturada del suelo:
 - Un suelo escasamente drenado presenta mayor cantidad de nitratos al final de las simulaciones que uno bien drenado (51.14 y 35.60 kg N-NO₃⁻/ha, respectivamente). Esto es debido a que el movimiento del agua en un suelo escasamente drenado es más lento y no se alcanza el umbral de humedad necesario para que se dé la desnitrificación en todo el perfil del suelo. En las simulaciones con suelos bien

- drenados, el movimiento del agua es más rápido alcanzándose dicho umbral en casi toda la columna, presentándose mayores pérdidas de nitratos por desnitrificación.
- No existe diferencia significativa en el contenido de nitrógeno amoniacal ni orgánico entre las simulaciones con suelos escasamente drenados y suelos bien drenados (CN media y baja). Esto se debe a que el paso de amonio a nitratos debido a la nitrificación se puede decir que es inmediato. Así mismo, la curva de escurrimiento modifica principalmente la capacidad de transporte del suelo y como el nitrógeno orgánico no es muy soluble, esta propiedad del suelo no lo afecta significativamente.
 - No se presentan diferencias significativas entre la cantidad mineralizada ni nitrificada en las simulaciones con suelos escasamente drenados y suelos bien drenados, pero sí entre suelos de granulometría fina y con alto grado de pedregosidad (46%), siendo lógicamente mayores para la granulometría fina por tener mayor cantidad disponible para transformar. Un suelo de granulometría gruesa mineraliza el 56% de lo que mineraliza uno de granulometría fina. Así mismo, dicho suelo nitrifica el 58.4% de lo que nitrifica uno de textura fina.
 - Las simulaciones con suelos escasamente drenados (CN media) desnitrifican menos nitratos que las simulaciones con suelos bien drenados (CN baja). Esto es debido a que en las simulaciones con suelos escasamente drenados el perfil está menos saturado de agua que en las simulaciones con suelos bien drenados donde se presenta desnitrificación en casi todo el perfil del suelo.
 - Un suelo con una pedregosidad del 46%, de cinco metros de profundidad desnitrifica el 58.9% de lo que desnitrifica uno de granulometría fina. Esto es debido no sólo al alto contenido inicial del suelo de granulometría fina, sus grandes ganancias por mineralización y posterior nitrificación respecto al de las simulaciones con alta pedregosidad, sino también porque es menos permeable y favorece la retención de agua, condición necesaria para que se dé la desnitrificación.
 - El nitrógeno aplicado con el purín durante cinco años en un suelo escasamente drenado, llega sólo hasta 190 cm de profundidad. En presencia de plantas, este nitrógeno constituye una fuente importante de nutrientes para ellas ya que se encuentra en la zona de raíces, eliminando el riesgo de contaminación a los acuíferos.
 - En suelos bien drenados, el nitrógeno aplicado con el purín alcanza los 3.70 metros de profundidad, lo cual dependiendo de la profundidad a la que se encuentre el acuífero, tiene mayor posibilidad de contaminación por nitratos. Por este motivo, se debe realizar un seguimiento de la evolución del contenido de nitrógeno en el suelo al realizar aplicaciones continuas de purín en dicho suelo.

- Los suelos con gran pedregosidad lixivian más cantidad de agua (y en más eventos) a una profundidad de 105 cm y presentan mayores concentraciones promedio acumuladas de nitratos en cinco años que las simulaciones con granulometría fina (105.79 y 93.94 cm de agua y 24.37 y 17.69 mg N_{NO₃⁻}/L, respectivamente) por ser más permeables y favorecer el transporte en general, y en particular de nitratos.
- Los suelos bien drenados lixivian mayor cantidad de agua y presentan en promedio mayores concentraciones medias de nitratos a una profundidad de 105 cm que los suelos escasamente drenados (105.79 y 14.27 cm de agua lixiviada y 33.59 y 8.58 mg N_{NO₃⁻}/L, respectivamente) porque el contenido de nitratos en el suelo y los aportados por el purín se movilizan hasta este estrato de suelo debido a que la curva de escorrentía baja favorece el movimiento de agua frente a su retención.
- El suelo escasamente drenado (CN media) y granulometría fina aportaría menos cantidad de nitratos al acuífero (0.75 mg N_{NO₃⁻}/ha) porque aunque dicha granulometría es la que mayor cantidad de nitratos iniciales tiene, el suelo escasamente drenado es el que menos agua lixivia y la granulometría fina favorece la desnitrificación. La contaminación por nitratos debido a la aplicación del purín en este tipo de suelos se puede trasladar a otro lugar por medio de la escorrentía y/o posterior infiltración en suelos más permeables.
- Un suelo bien drenado y de pedregosidad alta aportaría mayor cantidad de nitratos en promedio al acuífero (373.38 mg N_{NO₃⁻}/ha) debido a que la CN baja favorece la infiltración frente a la escorrentía y el suelo pedregoso es más permeable y presenta menos pérdidas por desnitrificación, permitiendo mayor transporte de nitratos.
- Las simulaciones sin desnitrificación han permitido avanzar en el conocimiento de la importancia relativa que tiene la desnitrificación sobre los demás procesos del ciclo del nitrógeno en la contaminación por nitratos de los acuíferos. Estas simulaciones muestran que para la misma precipitación, el efecto de la aplicación del purín y el movimiento de este en el perfil del suelo es diferente con o sin desnitrificación, así:
 - La desnitrificación tiene una gran influencia en la presencia de nitratos en el suelo. Los contenidos de nitratos al final de las simulaciones sin desnitrificación son aproximadamente 500 veces los de las simulaciones con desnitrificación.
 - El nitrógeno tomado por las plantas durante el primer año es igual para las simulaciones con y sin desnitrificación. A partir del segundo año, las plantas toman más nitrógeno en las simulaciones sin desnitrificación porque tienen mayor disponibilidad de nitratos por la ausencia de dichas pérdidas. Este hecho hace que, al contrario que en las simulaciones con desnitrificación, las plantas alcancen el objetivo de toma de nitrógeno para los cinco años de simulación.

- Las concentraciones medias esperadas (207.74 mg N-NO₃⁻/L), máximas mensuales (1079.35 mg N-NO₃⁻/L) y los miligramos totales de nitratos (2204.86 mg N-NO₃⁻) que alcanzarían una profundidad de 105 cm son muy altas debido al alto contenido de nitratos en el suelo, superando el límite establecido por la normativa ambiental. Lo cual corrobora que si la desnitrificación no existiera, con una precipitación propia de la zona de estudio, incluso con la mínima dosis de purín, no se cumpliría con el límite establecido por dicha normativa.
- Las simulaciones con regadío muestran que el efecto de la aplicación del purín y el movimiento de este en el perfil del suelo es diferente si se aplica o no regadío, así:
 - La práctica del regadío sólo afecta a los nitratos retenidos en el suelo por ser la forma de nitrógeno más lábil. A partir del segundo mes, el perfil del suelo comienza a saturarse debido al regadío haciendo que el contenido de nitratos disminuya no sólo por las pérdidas por lixiviación, sino también porque aumentan las pérdidas por desnitrificación debido a la saturación del suelo.
 - En suelos escasamente drenados (CN media) de granulometría fina, el agua del regadío satura casi por completo el perfil del suelo haciendo que las pérdidas por desnitrificación sean muy altas. Esta simulación desnitrifica en todo el periodo 321.8 kg N/ha más que la simulación sin regadío. Por el contrario, en las simulaciones con suelos bien drenados (CN baja) de pedregosidad alta, el regadío hace que las pérdidas por lixiviación sean muy altas bajando la disponibilidad de nitratos para desnitrificar. Por tal motivo, esta simulación desnitrifica en todo el periodo 156.53 kg N/ha menos que las simulaciones sin regadío.
 - El nitrógeno tomado por las plantas hasta el segundo año, es igual para las simulaciones con y sin regadío. A partir de este momento, las plantas toman más nitrógeno en las simulaciones con regadío porque los nitratos se disuelven con el agua haciendo que sean más fácilmente asimilados por las plantas.
 - Las concentraciones acumuladas de nitratos lixiviadas a cinco metros de profundidad durante los cinco años de simulaciones están dentro de los límites establecidos por la legislación ambiental. Varían entre 4.38 y 148.40 kg N-NO₃⁻/ha (0.34 y 5.25 mg N-NO₃⁻/L). El regadío claramente transporta más nitratos al acuífero sin embargo, las concentraciones que alcanzan dicha profundidad son bajas.
 - El regadío hace que las magnitudes aportadas a 105 cm de profundidad sean diferentes a las obtenidas en las simulaciones con sólo precipitación. Por ejemplo, la cantidad de agua que lixivia a 105 cm de profundidad varía entre 4 y 28 veces las de sus homólogas sin regadío. Así mismo, las concentraciones medias de nitratos en cinco años de simulación varían entre 0.6 y 17 veces las de sus homólogas sin

regadío y los kilogramos de nitratos que sobrepasan dicha profundidad varían entre 2 y 482 veces las de sus homólogas sin regadío. La concentración media y máxima mensual que lixiviarían a dicha profundidad superan el límite de 11.2 mg N-NO₃⁻/L establecido por la legislación ambiental.

- La aplicación de purín en suelos con bajo contenido inicial de nitrógeno se aprecia desde el primer año, acumulándose más nitratos a medida que aumenta la dosis de purín. La dosis P10L tiene un efecto positivo en el contenido de nitrógeno, manteniéndolo en un estado casi estacionario evitando que debido a las pérdidas por desnitrificación, el suelo no aporte los nutrientes necesarios para el periodo del cultivo.

En general, del capítulo de simulaciones, para el tipo de suelo estudiado y bajo las condiciones meteorológicas consideradas (clima mediterráneo), se puede concluir que debido al alto contenido de nitrógeno orgánico en el suelo, la aplicación de purín, incluso una dosis diez veces mayor que la permitida por la normativa ambiental, no tiene efectos adversos sobre la zona no saturada del suelo.

La mayor fuente nitratos proviene de la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo, por este motivo, se debe realizar un seguimiento de las variaciones del contenido de nitrógeno en el suelo, principalmente la fracción lábil, para aplicaciones consecutivas de purín o fertilizantes nitrogenados. Debido a que el ciclo del nitrógeno es muy sensible a las variaciones climáticas, puede ser que en el momento de la aplicación los contenidos reales sean mayores que los previstos, pudiendo producirse problemas de contaminación que no se esperaban o por el contrario, que no se suplan las necesidades del cultivo.

Como resultado de las simulaciones realizadas, se puede permitir la aplicación de purín sobre suelos escasamente drenados (CN media) en épocas de baja precipitación, lo cual está en concordancia con el Código de Buenas Prácticas Agrarias, porque si coincide la aplicación del purín con periodos de fuertes lluvias se podría originar contaminación difusa hacia otras zonas debido a la escorrentía. Así mismo, también se puede recomendar la aplicación de purín bajo las condiciones de precipitación de la zona de estudio, en un suelo bien drenado (CN baja) de granulometría fina, porque la máxima profundidad a la que puede llegar el purín en cinco años de simulación es 3.70 metros y el suelo de granulometría fina favorece las pérdidas de nitratos por desnitrificación.

Para otras situaciones, se ha desarrollado una calibración generalizable respecto al porcentaje de gravas presente en el suelo, que permite realizar planes de gestión de residuos ganaderos y confrontar los estándares de las normativas ambientales sobre terrenos de diferentes características edafológicas. Por ejemplo, la utilización del modelo PRZM.3.12.2

Conclusiones

calibrado, permite hacer recomendaciones sobre la cantidad y la época de aplicación de dichos residuos dependiendo de los contenidos iniciales de nitrógeno en el suelo, la pedregosidad y la infiltrabilidad del terreno, en presencia o no de cultivos, para suplir sus necesidades de nitrógeno y evitar la contaminación por nitratos de los acuíferos.

10. Bibliografía

10. BIBLIOGRAFÍA.

- Aivalioti, M.V., Karatzas, G.P., “Modeling the Flow and Leachate Transport in the Vadose and Saturated Zones of a Municipal Landfill”, *Environmental Modeling and Assessment*, Springer, 11: 81-87, 2006.
- Arregui, L.M., Maeztu, I., Quemada, M., “Estimación del Drenaje y Lavado de Nitratos en un Sistema de Cultivo de Cereal de Invierno en Condiciones de Secano y Clima Mediterráneo Húmedo”, *Estudio de la Zona no Saturada del Suelo Vol 7: 137-143*, Samper Calvete y A. Paz González, 2005.
- Balci, S., “Nature of Ammonium Ion Adsorption by Sepiolite: Analysis of Equilibrium Data with Several Isotherms”, *Water Research*, 38: 1129-1138, 2004.
- Banton, O., Larocque, M., “AgriFlux 2.0, Logiciel d'évaluation des risques de contamination des eaux superficielles et souterraines reliés à l'épandage au champ d'engrais et de pesticides”, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, 1997.
- Bar-Tal, a., Yermiyahu, U., Beraud, J., Keinan, M., Rosenberg, R., Zohar, D., Rosen, V., Fine, P., “Nitrogen, Phosphorus, and Potassium Uptake by Wheat and their Distribution in Soil Following Successive, Annual Compost Applications”, *Journal of Environmental Quality*, 33: 1855-1865, 2004.
- Bechini, L., Bocchi, S., Maggiore, T., Confalonieri, R., “Parametrization of a Crop Growth and Development Simulation Model at sub-model Components Level. An Example for Winter Wheat (*Triticum aestivum* L.)”, *Environmental Modelling & Software*, ELSEVIER, vol 21 issue 7: 1042-1054, 2006.
- Billings, S.A., Schaeffer, S.M., Evans, R.D., “Trace N Gas Losses and N Mineralization in Mojave Desert Soils Exposed to Elevated CO₂”, *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 1777-1784, 2002.
- Blackshaw, R.E., “Nitrogen Fertilizer, Manure, and Compost Effects on Weed Growth and Competition with Spring Wheat”, *Agronomy Journal*, 97: 1612-1621, 2005.
- Bolado Rodríguez, S. Alonso Gaité, A., Álvarez-Benedí, J., “Caracterización de Procesos Acoplados de Adsorción, Transformación y Volatilización de Nitrógeno en Suelos Fertilizados con Urea”, *Estudio de la Zona no Saturada del Suelo, Vol. VI*, 2003.
- Bonito, G.M., Coleman, D.C., Haines, B.L., Cabrera, M.L. “Can Nitrogen Budgets Explain Differences in Soil Nitrogen Mineralization Rates of Forest Stand along an Elevation Gradient?”, *Forest, Ecology and Management*, ELSEVIER, 176: 563-574, 2003.
- Bosch Serra A.D., Poch Claret R.M., Salazar López, M.A. “Evaluación de la Utilización de Estériles de una Explotación Minera Carbonífera Junto con Purín Porcino para la

Revegetación de la Propia Escombrera”, *Edafología*. Volumen 7-3, pág 137-142, Septiembre 2000.

- Brevé, M.A., Skaggs, R.W., Parsons, J.E., Gilliam, J.W., “Using the DRAINMOD-N Model to Study Effects of Drainage System Design and Management on Crop Productivity, Profitability and NO₃-N Losses in Drainage Water”, *Agricultural Water Management*, 35: 227 – 243, 1998.
- Bundy, L.G., Andraski, T.W., “Diagnostic Test for Site-Specific Nitrogen Recommendations for Winter Wheat”, *Agronomy Journal*, vol 96: 608-614, 2004.
- Burt, T. P., Heathwait, A.L., y Trudgill S.T., “Nitrate Processes, Patterns and Management”, England, 1993.
- Calvo, F. “Técnicas Estadísticas Multivariantes, con Resolución de Ejercicios Prácticos Mediante los Paquetes Estadísticos SPSS y PROGSTAD”, Universidad de Deusto, Bilbao, 1993.
- Candela, L., Varela, M., “La Zona no Saturada y la Contaminación de las Aguas Subterráneas, Teoría, Medición y Modelos”, España, 1993.
- Cannavo, P., Richaume, A., Lafolie, F., “Fate of Nitrogen and carbon in the Vadose Zone: in Situ and Laboratory Measurements of seasonal Variations in Aerobic Respiratory and Denitrifying Activities”, *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 463-478, 2004.
- Carousel, R.F., Imhoff, J.C., Hummel, P.R. Cheplick, J.M., Donigian, A.S. “PRZM-3.12.2, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: Users Manual for release 3.12.2”, National Exposure Research Laboratory Office of Research and development U.S. Environmental Protection, 2005.
- Castell, V., Lorca, J.A., “Fitotecnia”, Unidad Docente de Fitotecnia General y Cultivos Herbáceos Extensivos, EUITA, Universidad Politécnica de Valencia, 2006.
- Chang, N-B., Srilakshmi, K.R., Parvathinathan, G., “Comparison of Models of Simazine Transport and fate in the Subsurface Environment in a Citrus Farm”, *Journal of Environmental Management*, ELSEVIER, artículo en imprenta, aceptado 20 noviembre de 2006.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Berntsen, J., Regina, C., Yamulki, S., “Simulation of Effects of Soil, Climate and Management on N₂O emission from Grasslands”, *Biochemistry*, 76: 395-419, 2005.
- Clark M. M. “Transport Modelling for Environmental Engineers and Scientists”, United States of America, 1996.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, Área de Calidad de las Aguas. “Definición de la red de nitratos en las aguas subterráneas, muestreo y determinación “in situ”. Cuenca del Ebro, Marzo 2003.

-
- Cryer, S.A., Havens, P.L., “Regional Sensitivity Analysis Using a Factorial Method for the USDA Model GLEAMS”, *Environmental Modelling & Software*, ELSEVIER, 14: 613-624, 1999.
 - De Jonge, L.W., Sommer, S.G., Jacobsen, O.H., Djurhuus, J., “Infiltration of Slurry Liquid and Ammonia Volatilization from Pig and Cattle Slurry Applied to Harrowed and Stubble Soils”, *Soil Science*, Vol. 169, No. 10: 729-736, 2004.
 - De Paz, J.M., Ramos, C., “Simulation of Nitrate Leaching for Different Nitrogen Fertilization Rates in a Region of Valencia (Spain) Using a GIS-GLEAMS System”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103: 59-73, 2004.
 - Delphin Jean-Emmanuel, “Estimation of Nitrogen Mineralization in the Field from an Incubation Test and from Soil Analysis”, *Agronomie*, 20: 349-361, 2000.
 - Diekkrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K.C., McVoy, C.W., “Validity of Agrosystem Models. A Comparison of Results of Different Models Applied to the Same Data Set”, *Ecological Modelling* 81: 3-29, 1995.
 - Diputació de Castellón, Instituto Geológico Minero de España, “Atlas Hidrogeológico de la Provincia de Castellón”, 1987.
 - Dou, Z., Toth, J.D., Jabro, J.D., Fox, R.H., “Soil Nitrogen Mineralization During Laboratory Incubation: Dynamics and Model Fitting”, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 28: 625 – 632, Elsevier Science, 1995.
 - Du, Q., Chang, N-B., Yang, Ch., Srilakshmi, K.R., “Combination of Multispectral Remote Sensing, Variable Rate Technology and Environmental Modelling for Citrus Pest Management”, *Journal of Environmental Management*, ELSEVIER, artículo en imprenta, aceptado 20 noviembre de 2006.
 - Duwig, C., Normand, B., Vauclin, M., Vachaud, G., Gree, S.R., Becquer, T., “Evaluation of the WAVE Model for predicting Nitrate Leaching for Two Contrasted Soil and Climate Conditions”, *Vadose Zone Journal* 2: 76 – 89, Soil Science Society of America, 2003.
 - Eckersten, H., Hansson, P.-E., Jhonsson, H., “SOILN Model User’s Manual, version 9.2. Division of Hydrotechnics, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden, 1998.
 - E.P.A. U.S. Greenhouse Gas Inventory Reports Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2005 (April 2007) USEPA #430-R-07-002.
 - E.P.A. U.S (600/3-85/040). Rates, Constants, and Kinetics Formulation in Surface Water Quality Modelling, (Second Edition), 1985.
 - Eitzinger, J., Trnka, M., Hösch, J., Zalud, Z., Dudrovský, M. “Comparison of CERES, WOFOST and SWAP models in simulating soil water content during growing season under different soil conditions”, *Ecological Modelling* 171: 223-246, 2004.

Bibliografía

- European Environment Agency: Bernd Gugele, Kati Huttunen and Manfred Ritter “Annual European Community greenhouse gas inventory 1990–2001 and inventory report 2003”, Copenhagen, 2003.
- European Environment Agency: Nixon, S. et al., “Groundwater Quality and Quantity in Europe”, Denmark, 1999.
- Evangelou, V.P., “Environmental Soil and Water Chemistry, Principles and Applications”, Wiley Inter-Science, 1998.
- Fernández Ruiz, L., López Geta, J.A., Navarrete Martínez, P. “Mapa de Contenido en Nitrato de las Aguas Subterráneas en España”. 1998.
- Ferrer, P. J., Martín, M. M., Seco, T. A. “Estudio de la Problemática de los Purines Producidos por la Ganadería Porcina Intensiva en el Noroeste de la Provincia de Castellón, Planes de Gestión para la Corrección del Impacto Ambiental”, Universidad Politécnica de Valencia, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, U.D. Ingeniería Sanitaria, España, 1993.
- Fuentes Yagüe, J.L., “Curso de Riego para Regantes”, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, secretaría general técnica, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid 1996.
- Gabrielle, B., Lavilla, P., Hénault, C., Nicoullaud, B., Germon, J.C., “Simulation of Nitrous Oxide Emissions from Wheat-Cropped soil Using CERES”, Nutrient Cycling in Agroecosystems, 74: 133-146, 2006.
- Giardina, Ch.P., Ryan, M.G., Hubbard, R.M., Binkley, D., “Tree Species and Soil Textural Controls on Carbon and Nitrogen Mineralization Rates”, Soil Science Society American Journal, 65: 1272-1279, 2001.
- González-Prieto, S.J., Cabaneiro, A., Villar, M.C., Carballas M., Carballas T., “Effect of Soil Characteristics on N Mineralization Capacity in 112 Native and Agricultural Soil from the Northwest of Spain”, Biol Fertil Soil, 22: 252-260, 1996.
- Grageda-Cabrera, O. A., Vermoesen, A., Cleemput, O., Peña Cabrales J. J., “Efecto del Tipo de Suelo, Humedad y Fuente de Nitrógeno en las Emisiones de N₂ y N₂O”. Revista Tierra, Vol 18, número 1, 2000.
- Guerrero, Andrés, “El suelo, los Abonos y la Fertilización de los Cultivos”, España, 1990.
- Guymon, Gary L., “Unsaturated Zone Hydrology”, Department of Civil and Environmental Engineering, University of California, 1994.
- Hall, S.J., Matson, P.A., “Nitrogen Oxide Emissions After Nitrogen Additions in Tropical Forests”, Letters to Natures, Vol 400, 1999.
- Haynes, R. J., “Mineral Nitrogen in the Plant – Soil System”, Agricultural Research Division Ministry of Agriculture and Fisheries Lincoln, Canterbury, New Zealand, 1986.
- Helwig, T., Madramootoo, Ch.A., Dodds, G.T., “Modelling Nitrate Losses in Drainage Water Using DRAINMOD 5.0”, Agricultural Water Management 56: 153 – 168, 2002.

-
- Hong, N., White, J.G., Weisz, R., Croizier, C.R., Gumpertz, M.L., Cassel, D.K., “Remote Sensing-Informed Variable-Rate Nitrogen Management of Wheat and Corn: Agronomic and Groundwater Outcomes”, *Agronomy Journal*, 98: 327-338, 2006.
 - Idol, T.W., Pope, P.E., Ponder, F. “N Mineralization, Nitrification, and N uptake Across a 100-year Chronosequence of Upland Hardwood Forest”, *Forest Ecology and Management*, 176: 509-518, 2003.
 - Hong, N., White J.G., Weisz, R., Crozier, C.R., Gumpertz, M.L., Cassel, D.K., “Remote Sensing-Informed Variable-Rate Nitrogen Management of Wheat and Corn: Agronomic and Groundwater Outcomes”, *Agronomy Journal*, vol 98: 327-338, 2006.
 - Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P-E., Paustian, K., “Simulated Nitrogen Dynamics and Losses in a Layered Agricultural Soil”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18:333 – 356, Elsevier Science Publishers, 1987.
 - Jones, D.L., Healey, J.R., Willett, V.B., Farrar, J.F., Hodge, A., “Dissolved Organic Nitrogen Uptake by Plants – an Important N Uptake Pathway?”, *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 413-423, 2005.
 - Jones, D.L., Shannon, D., Murphy, D.V., Farrar, J., “Role of Dissolved Organic Nitrogen (DON) in Soil N Cycling in Grassland Soil”, *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 749-756, 2004.
 - Knisel, W. G., R. A. Leonard, and F. M. Davis. 1994. GLEAMS: Version 2.10 -- Part I: Nutrient Component Documentation. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Tifton, Georgia, USA.
 - Kreibich, H., Lehmann, J., Scheufele, G. Kern, J., “Nitrogen Availability and Leaching During the Terrestrial Phase in Varzea Forest of Central Amazon Floodplain”, *Short communications, Biology and Fertility of Soils*, 39:62-64, 2003.
 - Láinez Andrés, M. “Caracterización Técnica de la Producción Porcina en la Comunidad Valenciana”, Tesis doctoral Departamento de Ciencia Animal, Universidad Politécnica de Valencia, 1998.
 - Lasserre, F., Razack, M., Banton, O., “A GIS-Linked Model for the Assessment of Nitrate Contamination in Groundwater”, *Journal of Hydrology* 224: 81 – 90, 1999.
 - Laverman, A.M., Zoomer, H.R., Verhoef, H.A., “The Effect of Oxygen, pH and Organic Carbon on Soil-Layer Specific Denitrifying Capacity in Acid Coniferous Forest”, *Short communication, Soil Biology & Biochemistry*, 33, 683 – 687, 2001.
 - Lindman, H. “Analysis of Variance in Complex Experimental Designs”, Indiana University, 1974.
 - Liu, X., Ju, X., Zhang, F., Pan, J., Christie, P., “Nitrogen Dynamics and Budgets in a Winter Wheat-Maize Cropping Systems in the North China Plain”, *Field Crop Research*, 83: 111-124, 2003.

- Llorca, R. “Prácticas de Edafología”, Departamento de Química, Escuela Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad politécnica de Valencia, 1991.
- Loague, K., Lloyd, D’A., Nguyen, A., Davis, S.N., Abrams, R.H., “A Case Study Simulation of DBCP Groundwater Contamination in Fresno County, California. 1. Leaching Through the Unsaturated Surface”, *Journal of Contaminant Hydrology*, ELSEVIER, 29: 109-136, 1998.
- Looney, B., Falta, R. W. “Vadose Zone, Science and Technology Solutions” Volume I y II, United States of America, 2000.
- López-Bellido, B. “Cultivos Herbáceos, Volumen I, Cereales”, Ediciones Mundi-Prensa, 1991.
- López-Bellido, L., López-Bellido, R., Castillo, J.E., López-Bellido, F.J., “Effects of Tillage, Crop Rotation, and Nitrogen Fertilization on Wheat under Rained Mediterranean Conditions”, *Agronomy Journal*, 92: 1054-1063, 2000.
- López Jiménez, P.A., “Metodología para la Calibración de Modelos Matemáticos de Dispersión de Contaminantes Incluyendo Regímenes no Permanentes”. Tesis doctoral presentada para optar al título de Doctor en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente por la Universidad Politécnica de Valencia, 2001.
- Lowrance, R., Johnson J.C., Jr., Newton G.L., Williams R.G., “Denitrification from Soils of a Year-Round Forage Production System Fertilized with Liquid Dairy Manure”, *Journal of Environmental Quality*, 27: 1504-1511, 1998.
- Ma, Q., Hook, J.E., Wauchop, R.D., Dowler, C.C., Jhonson, A.W., Davis, J.G., Gascho, G.J., Truman, C.C., Sumner, H.R., Chandler, L.D., “GLEAMS, Opus, PRZM2 β , and PRZM3 Simulations Compared with Measured Atrazine Runoff”, *Soil Science Society American Journal, Division S-6 – Soil and Water Management – Conservation*, 64: 2070-2079, 2000.
- Maag, M., “Denitrification Losses from Sandy and Sandy Loam Soils under Spring Barley Fertilized with Slurry and Ammonium Nitrate”, *Acta Agriculture Scandinavian. Soil and Plant Sci.*, 45: 234-241, 1995.
- Mabrouki, E., Rodríguez J.M. y Cruz J.J., “Retención del amonio durante el riego de un suelo de la vega de Granada con aguas residuales”, *Temas de Investigación en la Zona No Saturada*, 1998.
- Martínez F., J., Cevallos B., A. “Estimación de Propiedades Hídricas de los Suelos Mediante el Uso de Funciones de Edafo – Transferencia”, Departamento de Geografía. Universidad de Salamanca, España, 2001.
- Martinez, J., Peu P., “Nutrient Fluxes from a Soil Treatment Process for Pig Slurry”, *Soil Use and Management*, 16: 100-107, 2000.
- Martinez, J; Moal, J-F; Guiziou, F et al. “Ammonia Volatilization Following Surface-Applied Pig and Cattle Slurry in France”. *Journal of Agricultural Science*, vol. 125, no. 2, p. 245-252, 1995.

-
- Martínez, J; Pain, B F; Moal, J-F et al. “Evaluation of the Wind-Tunnel Method for Measurement of Ammonia Volatilization from Land”. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 64, no. 1, p. 11-14, 1996.
 - Martínez Martínez, J.M., “Determinación de la Eficiencia de Adsorción del N aplicado en Cítricos en Función de la Época de Aplicación, Tipo de Fertilizante y de las Características del Suelo”, Tesis doctoral presentada para optar al título de Doctor Ingeniero Agrónomo por la Universidad Politécnica de Valencia, 2003.
 - Mary B., Beaudoin N., Justes E., Machet J.M., “ Calculation of Nitrogen Mineralization and Leaching in Fallow Soil Using a Simple Dynamic Model”, *European Journal of Soil Science*, 50: 549-566, December, 1999.
 - McDowell, W.H., Magill, A.H., Aitkenhead-Peterson, J.A., Aber, J.D., Merriam, J.L., Kaushal, S.S., “Effects of Chronic Nitrogen Amendment on Dissolved Organic Matter and Inorganic Nitrogen in Soil Solution”, *Forest Ecology and Management*, 196: 29-41, 2004.
 - Melaj, M.A., Echeverría, H.E., López, S.C., Studdert, G., Andrade, F., Bárbaro, N.O., “Timing of Nitrogen Fertilization in Wheat under Conventional and No-Tillage System”, *Agronomy Journal*, 95: 1525-1531, 2003.
 - Mikha, M.M., Rice, Ch.W., Milliken, G.A., “Carbon and Nitrogen Mineralization as Affected by Drying and Wetting Cycles”, *Soil Biology & Biochemistry*, 37: 339-347, 2005.
 - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Dirección General de desarrollo Rural, “Plan Nacional de Regadíos Horizonte 2008”, Madrid 2001.
 - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, “Calendario de Siembra, Recolección y Comercialización, año 1992, tomo I.
 - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, “Libro Blanco de la Agricultura y el Desarrollo Rural”, Madrid 2003.
 - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Hechos y Cifras de la Agricultura, la Pesca y la Alimentación en España” Octava edición revisada, actualizada y ampliada, Madrid, 2006.
 - Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, “Avances de Superficies y Producciones de Cultivos”, 2007.
 - Moaveni, Saeed, “Finite Element Analysis, Theory and Application with ANSYS”, Minnesota State University, Mankato, 1999.
 - Mohmood, B., Russell, J.M., Wall, G.L., “Field-Scale Nitrate Simulation”, *American Society of Agricultural Engineers*, Vol 45(6): 1835 – 1842, 2002.
 - Montserrat Rebbeull, F. X., Sanz Parera, M., “Modelo Experimental sobre la Dinámica de Contaminantes en el Suelo”, *Riegos y Drenajes*, XXI / N°94, 1997.
 - Murphy, D.V., McDonald, A.J., Stockdale, E.A., Goulding, K.W.T., Fortune, S., Gaunt, J.L., Poulton, P.R., Wakefield, J.A., Webster, C.P., Wilmer, W.S., “Soluble Organic Nitrogen in Agricultural Soils”, *Biology Fertility And Soils*, 30: 374-387, 2000.

- National Engineering Handbook, part 630 Hydrology, capítulos 7, 8 y 9. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 2005.
- Navarro, H. I., Martín, M. M., “Estudio Experimental de la Eficacia de una Fuente de Carbono Destinada a Producir la Desnitrificación de los Nitratos tras la Aplicación de Purines al Terreno”, Ejercicio final de carrera, Licenciatura en Ciencias Ambientales, Universidad Politécnica de Valencia, 2003.
- Noshadi, M., Amin, S., Maleki, N., “Measuring Atrazine Degradation and PRZM-2 Testing Under two Water Regimes”, Irrigation and Drainage Systems, Kluwer Academia Publishers, 16: 183-199, Netherlands, 2002.
- Orihuel, I. Enrique, “Adsorción de Disoluciones Acuáticas: Isotermas de Adsorción y Coeficientes de Difusión”, Tesis Doctoral para optar al título de Doctor en Química por la Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España, 1982.
- Ortúzar, M.A., Aizpurua, A., Castellón, A., Alonso, A., Estavillo, J.M., “Evolución del Contenido de Nitrato y Amonio en Lixiviados Bajo Diferentes Formas de Fertilización Nitrogenada en Trigo”, Estudios de la Zona No Saturada del Suelo, Vol, VI, 2003.
- Otegui, O., Zamalvide, J., Goyenola, R., Cerveñanasky, A., “Momento de Aplicación de Nitrógeno: Efecto en Eficiencia de Uso del Fertilizante, Rendimiento y Concentración Proteica en Grano de Cebada Cervecera en Uruguay”, Terra 21:71-80, 2001.
- Ottman, M.J., Pope, N.C., “Nitrogen Fertilizer Movement in the Soil as Influenced by Nitrogen Rate and Timing in Irrigated Wheat”, Soil Science Society American Journal, 64: 1883-1892, 2000.
- Pansu, M. Thuriès, L., “Kinetics of C and N Mineralization, N Immobilization and N Volatilization of Organic Inputs in Soil”, Soil Biology & Biochemistry, 35: 37-48, 2003.
- Patra A.K., Jarvis S.C., Hatch D.J., “Nitrogen Mineralization in Soil Layers, Soil Particles and Macro-Organic Matter under Grassland”, Biol Fertil Soils, 29: 38-45, 1999.
- Pérez Gago, M., Ballesteros Navarro, B., García Menéndez, O., Grima Olmedo, J., López Gutiérrez, J., “Contenido en Nitratos de las Aguas Subterráneas en la Plana de Valencia. Situación Actual, Evolución Temporal y Repercusión sobre la Albufera”. Tomado de “Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos Contaminados”, editado por: Ballester Rodríguez, A., Grima Olmedo, J., López Geta, J.A., Rodríguez Hernández, L., 2001.
- Pillinger, C., Paveley, N., Foulkes, M.J., Spink, J., “Explaining Variation in the Effects of Take-all (*Gaeumannomyces Graminis* Var. *Tritici*) on Nitrogen and Water Uptake by Winter Wheat”, Plant Pathology, 54: 491-501, 2005.
- Porta, C. Jaime, López-Acevedo, M. “Agenda de Campo de Suelos: Información de Suelos para la Agricultura y el Medio Ambiente”, Ediciones Mundi – Prensa, España, 2005.
- Porta, C. Jaime, López-Acevedo, M., Roquero, C. “Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente”, 2ª edición revisada y ampliada, Ediciones Mundi – Prensa, España, 1999.

-
- Prats, Ignasi, et al. “Manual de Gestió dels Purins i de la Seva Reutilització Agrícola”, Departament de Medi Ambient, Junta de Residus i Departament d’Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya, 1996.
 - Ramos, C., Agut, A., Lidón, A.L., “Nitrate Leaching in Important Crops of the Valencia Community Region (Spain)”, *Environmental Pollution*, 118: 215-223, 2002.
 - Ravi, Varadhan, Williams, Joseph R., “Estimation of Infiltration Rate in the Vadose Zone: Compilation of Simple Mathematical Models Volume I”, U.S. EPA, 1998.
 - Romero, R., Zúnica, L., “Estadística, Diseño de Experimentos, Modelos de Regresión”, Proyecto de Innovación Educativa, Universidad Politécnica de Valencia, 1993.
 - Ross, D.S., Lawrence, G.B., Fredriksen, G., “Mineralization and Nitrification Patterns at Eight Northeastern USA Forested Research Sites”, *Forest Ecology and Management*, 188: 317-335, 2004.
 - Rowell, D.L., “Soil Science: Methods and Applications”. Longman Scientific & Technical, Essex, England, 1994.
 - Ruiz, L. “Métodos Estadísticos de Investigación”, Madrid, 1977.
 - Saarijärvi, K., Mattila, P.K., Virkajärvi, P., “Ammonia Volatilization from Artificial Dung and Urine Patches Measured by the Equilibrium Concentration”, *Atmospheric Environment* 40: 5137-5145, 2006.
 - Sánchez, L., Díez, J.A., Vallejo, A., Cartagena, M.C, Polo, A., “Estimate of Mineralized Organic Nitrogen in Soil Using Nitrogen Balances and Determining Available Nitrogen by the Electro-Ultrafiltration Technique. Application to Mediterranean Climate Soils”, *J. Agric. Food Chem.* 46: 2036-2043, 1998.
 - Sánchez, L., Díez, J.A., Vallejo, A., Cartagena, M.C., (2001): “Denitrification Losses from Irrigated Crop in Central Spain”. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 1201 – 1209, 2001.
 - Sanchis M. Emilio J., “Estudio de la Contaminación por Nitratos de las Aguas subterráneas de la Provincia de Valencia. Origen, Balance y Evolución Espacial y Temporal”, Conselleria d’Administració Pública de la Generalitat Valenciana, Valencia, 1991.
 - Santhosh, G., Venkatachalam, S., Ninan, K.N., Sadhana, R., Alwan, S., Abarna, V., Joseph, M.A., “Adsorption of Ammonium Dinitramide (ADN) from Aqueous Solution. Adsorption on Powdered Activated Charcoal”, *Journal of Hazardous Materials*, ELSEVIER, B98: 117-126, 2003.
 - Saseendran, S.A., Nielsen, D.C., Ma, L., Ahuja, L.R., Halvorson, A.D., “Modelling Nitrogen Management Effects on Winter Wheat Production Using RZWQM and CERES-Wheat”, *Agronomy Journal*, Vol 96: 615-630, 2004.
 - Schnoor, J.L. “Environmental Modelling, Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil”, Wiley-Interscience Publication, United States of America, 1996.
 - Shaffer M. J., Ma L., Hansen S. “Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management”, capítulo 5, Lewis Publishers, United States of America, 2001.

- Sierra, J., Fontaine, S., Desfontaines, L., “Factors Controlling N Mineralization, Nitrification, and Nitrogen Losses in an Oxisol Amended with Sewage Sludge”, *Aust. J. Soil Res.*, 39:519-534, 2001.
- Sierra, J. “Nitrogen Mineralization and Nitrification in a Tropical Soil: Effects of Fluctuating Temperature Conditions”, *Soil Biology & Chemistry*, 32:1219-1226, 2002.
- Šimek, M., Cooper, J.E., “The Influence of Soil pH on Denitrification: Progress Towards the Understanding of this Interaction over the Last 50 Years”, *European Journal of Soil Science*, 53: 345-354, 2002.
- Singh, K.G. y Sondhi, S.K., “Validation of a Fertilizer Nitrogen Model during Crop Production”, *J. agric. Engng Res.* 78 (3): 317 – 324, 2001.
- Sió, J., A. Arbonés, M. Pérez, M. Aragay, Boixadera, J. “Fertilización de olivar (cv arbequina) con purín de cerdo en una zona semiárida de Lleida”, *Edafología*, Volumen 7-2, 113:124, 2000.
- Smith, Kenith A., Mullins, Chris E. “Soil and Environmental Analysis, Physical Methods”, Ed Marcel Dekker, Inc. United States of America, 2001.
- Sogbedji, J.M., van Es, H.M., Agbeko, K.L., (a) “Modelling Nitrogen Dynamics under Maize on Ferrasols in Western Africa”, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74: 99 – 113, 2006.
- Sogbedji, J.M., van Es, H.M., Melkonian, J.J., Schindelbeck, R.R., (b) “Evaluation of PNM Model for Simulating Drain Flow Nitrate-N Concentration under Manure-Fertilized Mize”, *Plant and Soil*, 282: 343 – 360, 2006.
- Sommer S.G., Jacobsen O.H. “Infiltration of Slurry Liquid and Volatilization of Ammonia from Surface Applied Pig Slurry as Affected by Soil Water Content”, *Journal Of Agricultural Science, Cambridge*, 132: 297-303, 1999.
- Thompson Luis M., Troeh Frederick R., “Los Suelos y su Fertilidad”, Editorial Reverté S.A., Barcelona, 1988.
- Tindall, James A., Kunkel, James R., “Unsaturated Zone Hydrology for Scientists and Engineers”, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 1999.
- Tood, David Kenit, “Groundwater Hydrology”, Segunda Edición, New York, 1980.
- Trevisan, M., Errera, G., Goerlitz, G., Remy, B., Sweeney, P., “Modelling Ethoprophos and Bentazone Fate in a Sandy Humic Soil with Primary Pesticide Fate Model PRZM-2”, *Agricultural Water Management, ELSEVIER*, 44: 317-335, 2000.
- Tsiros, J.X., Elmaloglou, S., Ambrose, R.B. Jr., “A Comparative Study of Two Methods for Modelling Soil Water Regime in Agricultural Fields”, *Water Resources Managements, Kluwer Academic Publishers, Netherlands*, 12: 285-293, 1998.
- Tuñón, Juan, “Determinación Experimental del Balance Hídrico del Suelo y Evaluación de la Contaminación Asociada a las Prácticas Agrícolas”, Tesis Doctoral para optar al título

de Doctor en Química Fundamental y Aplicada por la Universidad Jaime I, Castellón, España, 2000.

- Van der Salm, C., Dolfing, J., Heinen, M., Velthof, G.L., “Estimation of Nitrogen Losses via Denitrification from Heavy Clay Soil under Grass”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, ELSEVIER, 119: 311-319, 2007.
- Vold, A., Bakken, L.R., Uhlen, G., Vatn, A., “Use of Data from Long-Term Fertilizer Experiments to Model Plant Nitrogen Uptake”, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55: 197-206, 1999.
- Wang, F.L. Alva A.K., “Ammonium Adsorption and Desorption in Sandy Soils”, *Soil Science Society American Journal*, 64:1669-1674, 2000.
- Wang, W.J., Smith, C.J., Chen, D., “Towards a Standardised Procedure for Determining the Potentially Mineralisable Nitrogen of Soil”, *Biology and Fertility of Soils*, 37: 362-374, 2003.
- Wegehenkel, M., Mirschel, W., “Crop Growth, Soil Water and Nitrogen Balance Simulation on Three Experimental Field Plots Using Opus Model – A Case Study”, *Ecological Modelling*, 190: 116-132, 2006.
- Whelan, M.J., Davenport, E.J., Smith, B.G., “A Globally Applicable Location-Specific Screening Model for Assessing the Relative Risk of Pesticide Leaching”, *Science of the Total Environment*, Science Direct, 377: 192-206, 2007.
- Wolfgang M., M. Rolf, “Nitrate in groundwater”, en “Groundwater Management: Quantity and Quality”, Sahuquillo, A., J. Andreu, T. O'Donnell, Benidorm, Spain, 2-5 October 1989.
- Wu, L. y McGechan, M.B., “A Review of Carbon and Nitrogen Processes in Four Soil Nitrogen Dynamics Models”, *J. agric. Engng Res.* 69, 279 – 305, 1998.
- Wu, L., McGechan, M.B., Lewis, D.R., Hooda, P.S. y Vinten, A.J.A., “Parameter Selection and Testing the Soil Nitrogen Dynamics model SOILN”, *Soil Use and Management*, 14: 170-181, 1998.
- Yang, Ch-Ch., Prasher, S.O., Wang, S., Kim, S.H., Tan, Ch.S., Drury, C., Patel, R.M. “Simulation of Nitrate-N Movement in Southern Ontario, Canada with DRAINMOD-N”, *Agricultural Water Management*, 87: 299 – 306, 2007.
- Young, D.F., Carleton, J.N., “Implementation of a Probabilistic Curve Number Method in the PRZM Runoff Model”, *Environmental Modelling & Software*. ELSEVIER, 21: 1172-1179, 2006.
- Zak, D.R., Holmes, W.E., MacDonal, N.W., Pregitzer, K.S., “Soil Temperature, Matric Potential, and Kinetics of Microbial Respiration and Nitrogen Mineralization”, *Soil Science Society American Journal*, 63: 575 – 584, 1999.

Bibliografia

- Zhao, R-F., Chen, X-P., Zhang, F-S., Zhang, H., Schroder, J., Römheld, V., “Fertilization and Nitrogen Balance in a Wheat-Maize Rotation System in North China”, *Agronomy Journal*, 98: 938-945, 2006.
- Zhong, Z., Makeshin, F., “Soluble Organic Nitrogen in Temperate Forest Soils”, *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 333-338, 2003.
- Zhu, W.X., Carreiro, M.M., “Variations of Soluble Organic Nitrogen and Microbial Nitrogen in Deciduous Forest Soils along an Urban - Rural Gradient”, *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 279-288, 2004.
- Zou, G-Y., Zhang, F-S., Ju, X-T., Liu, X-J., “Study on Soil Denitrification in Wheat-Maize Rotation System”, *Agricultural Science in China*, Science Direct, 2006.

Anexo I

Anexo I: RESULTADOS EXPERIMENTALES.**Tabla AI-1.** Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C1.

| C1 | | | |
|-----------------|--------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH ₄ ⁺ (mg/L) | N_NO ₃ ⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | 360.00 | 5.00 | 120 |
| 19-02-02 | 782.25 | 5.96 | 298 |
| 26-02-02 | 49.00 | 0.02 | 33 |
| 27-02-02 | 56.00 | 0.30 | 42 |
| 6-03-02 | 33.13 | 0.17 | 33.75 |
| 7-03-02 | 29.375 | 0.37 | 26.875 |
| 8-03-02 | 26.25 | 0.88 | 33.75 |
| 12-03-02 | 31.25 | 0.14 | 26.25 |
| 13-03-02 | 43.75 | 0.11 | 28.75 |
| 21-03-02 | | | |
| 24-03-02 | 63.75 | 0.16 | 33.75 |
| 25-03-02 | 51.25 | 0.02 | 33.75 |
| 26-03-02 | 62.50 | 0.24 | 47.5 |
| 27-03-02 | 61.25 | 0.24 | 41.25 |
| 28-03-02 | 88.75 | 0.36 | 67.5 |
| 2-04-02 | | | |
| 5-04-02 | 82.50 | 0.17 | 63.75 |
| 7-04-02 | 60 | 0.92 | 45 |
| 8-04-02 | 56.25 | 0.38 | 28.75 |
| 10-04-02 | 55 | 0.41 | 46.25 |
| 13-04-02 | 40 | 1.39 | 40 |
| 17-04-02 | 38.75 | 0.58 | 30 |
| 29-04-02 | 56.25 | 0.40 | 36.25 |

Tabla AI-2. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C2.

| C2 | | | |
|-----------------|----------------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH₄⁺ (mg/L) | N_NO₃⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | 25.05 |
| 18-02-02 | 354.88 | 15.593 | 342.04 |
| 19-02-02 | 1194.63 | 0.26 | 22 |
| 26-02-02 | 46.00 | 0.1 | 34 |
| 27-02-02 | 44.00 | 0.04 | 38.125 |
| 6-03-02 | 38.75 | 0.07 | 36.25 |
| 7-03-02 | 48.75 | | |
| 8-03-02 | | 0 | 48.125 |
| 12-03-02 | 51.25 | 0.01 | 47.5 |
| 13-03-02 | 51.25 | | |
| 21-03-02 | | 0.03 | 63.75 |
| 24-03-02 | 52.50 | 0.06 | 46.25 |
| 25-03-02 | 62.50 | 0.89 | 86.25 |
| 26-03-02 | 102.50 | 0.08 | 60 |
| 27-03-02 | 91.25 | 0.32 | 101.25 |
| 28-03-02 | 116.25 | | |
| 2-04-02 | | 0.1 | 75 |
| 5-04-02 | 100.00 | 0.12 | 80 |
| 7-04-02 | 96.25 | 0.08 | 63.75 |
| 8-04-02 | 88.75 | 0.62 | 113.75 |
| 10-04-02 | 122.5 | 1.09 | 43.75 |
| 13-04-02 | 48.75 | 0.38 | 62.5 |
| 17-04-02 | 75 | 0.31 | 71.25 |
| 29-04-02 | 91.25 | | 25.05 |

Tabla AI-3. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C3.

| C3 | | | |
|-----------------|----------------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH₄⁺ (mg/L) | N_NO₃⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | | | |
| 19-02-02 | | | |
| 26-02-02 | 74.00 | 0.36 | 66.00 |
| 27-02-02 | 103.00 | 0.40 | 109.00 |
| 6-03-02 | 46.25 | 0.23 | 75.00 |
| 7-03-02 | 51.25 | 0.02 | 58.13 |
| 8-03-02 | 61.84 | 0.53 | 90.79 |
| 12-03-02 | 65.00 | 0.00 | 66.88 |
| 13-03-02 | 70.00 | 0.00 | 73.75 |
| 21-03-02 | | | |
| 24-03-02 | 122.50 | 0.04 | 105.00 |
| 25-03-02 | 86.25 | 0.02 | 67.50 |
| 26-03-02 | 86.25 | 0.21 | 83.75 |
| 27-03-02 | 98.75 | 0.11 | 78.75 |
| 28-03-02 | 142.50 | 0.69 | 135.00 |
| 2-04-02 | | | |
| 5-04-02 | 115.00 | 0.09 | 92.5 |
| 7-04-02 | 138.75 | 0.35 | 123.75 |
| 8-04-02 | 87.50 | 0.07 | 53.75 |
| 10-04-02 | 90.00 | 0.4 | 80 |
| 13-04-02 | 57.50 | 0.18 | 48.75 |
| 17-04-02 | 65.00 | 0.19 | 57.5 |
| 29-04-02 | 60.00 | 0.13 | 35.00 |

Tabla AI-4. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C4.

| C4 | | | |
|-----------------|----------------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH₄⁺ (mg/L) | N_NO₃⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | | | |
| 19-02-02 | | | |
| 26-02-02 | | | |
| 27-02-02 | | | |
| 6-03-02 | | | |
| 7-03-02 | | | |
| 8-03-02 | | | |
| 12-03-02 | 86.88 | 0.07 | 78.75 |
| 13-03-02 | 76.25 | 1.03 | 72.5 |
| 21-03-02 | 81.25 | 0.88 | 77.5 |
| 24-03-02 | 146.85 | 5.98 | 89.74 |
| 25-03-02 | 57.50 | 0.46 | 46.25 |
| 26-03-02 | 60.00 | 0.64 | 50 |
| 27-03-02 | 52.5 | 0.51 | 33.75 |
| 28-03-02 | 50.00 | 0.47 | 42.5 |
| 2-04-02 | | | |
| 5-04-02 | 55.00 | 0.22 | 37.5 |
| 7-04-02 | 51.25 | 0.09 | 43.75 |
| 8-04-02 | 53.75 | 0.55 | 31.25 |
| 10-04-02 | 57.5 | 0.29 | 46.25 |
| 13-04-02 | 55 | 0.04 | 60 |
| 17-04-02 | 107.5 | 0.8 | 86.25 |
| 29-04-02 | 90 | 1.81 | 70 |

Tabla AI-5. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C5.

| C5 | | | |
|----------|--------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH ₄ ⁺ (mg/L) | N_NO ₃ ⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | | | |
| 19-02-02 | | | |
| 26-02-02 | | | |
| 27-02-02 | | | |
| 6-03-02 | | | |
| 7-03-02 | | | |
| 8-03-02 | 36.88 | 0.8125 | 41.88 |
| 12-03-02 | 38.75 | 0 | 40.63 |
| 13-03-02 | 45.00 | 0.08 | 41.25 |
| 21-03-02 | 55.00 | 0.15 | 32.50 |
| 24-03-02 | | | |
| 25-03-02 | 51.25 | 0.04 | 45.00 |
| 26-03-02 | 55.00 | 0.24 | 51.25 |
| 27-03-02 | 58.75 | 0.13 | 40.00 |
| 28-03-02 | 62.50 | 0.33 | 57.50 |
| 2-04-02 | 75.00 | 0.65 | 62.50 |
| 5-04-02 | | | |
| 7-04-02 | 65 | 0.06 | 53.75 |
| 8-04-02 | 68.75 | 0.44 | 47.50 |
| 10-04-02 | 72.5 | 0.28 | 65.00 |
| 13-04-02 | 86.25 | 0.02 | 76.25 |
| 17-04-02 | 157.5 | 2.03 | 135.00 |
| 29-04-02 | >225 | 4.9 | >253.75 |

Tabla AI-6. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C6.

| C6 | | | |
|--------------|----------------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH₄⁺ (mg/L) | N_NO₃⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | | | |
| 19-02-02 | | | |
| 26-02-02 | | | |
| 27-02-02 | | | |
| 6-03-02 | | | |
| 7-03-02 | | | |
| 8-03-02 | | | |
| 12-03-02 | | | |
| 13-03-02 | | | |
| 21-03-02 | | | |
| 24-03-02 | | | |
| 25-03-02 | 96.25 | 0.3 | 91.25 |
| 26-03-02 | 98.75 | 0.15 | 92.5 |
| 27-03-02 | 90 | 0.06 | 75 |
| 28-03-02 | 85.00 | 1.45 | 73.75 |
| 2-04-02 | 93.75 | 0.53 | 75 |
| 5-04-02 | | | |
| 7-04-02 | 90 | 0.45 | 77.5 |
| 8-04-02 | 85 | 1.51 | 65 |
| 10-04-02 | 98.75 | 0.24 | 87.5 |
| 13-04-02 | 88.75 | 0.28 | 86.25 |
| 17-04-02 | 302.4 | 1.63 | 132.5 |
| 29-04-02 | >225 | 2.62 | >253.75 |

Tabla AI-7. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C7.

| <i>C7</i> | | | |
|-----------|--------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH ₄ ⁺ (mg/L) | N_NO ₃ ⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | | | |
| 19-02-02 | | | |
| 26-02-02 | | | |
| 27-02-02 | | | |
| 6-03-02 | | | |
| 7-03-02 | | | |
| 8-03-02 | | | |
| 12-03-02 | | | |
| 13-03-02 | | | |
| 21-03-02 | | | |
| 24-03-02 | | | |
| 25-03-02 | | | |
| 26-03-02 | | | |
| 27-03-02 | | | |
| 28-03-02 | 122.50 | 1.90 | 116.25 |
| 2-04-02 | 92.50 | 0.14 | 82.5 |
| 5-04-02 | | | |
| 7-04-02 | 82.5 | 0.25 | 67.5 |
| 8-04-02 | 75 | 1.29 | 51.25 |
| 10-04-02 | 73.75 | 0.07 | 67.5 |
| 13-04-02 | 93.75 | 0.37 | 85 |
| 17-04-02 | 88.75 | 0.74 | 77.5 |
| 29-04-02 | 85 | 1.07 | 72.5 |

Tabla AI-8. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C8.

| C8 | | | |
|----------|--------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH ₄ ⁺ (mg/L) | N_NO ₃ ⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | | | |
| 19-02-02 | | | |
| 26-02-02 | | | |
| 27-02-02 | | | |
| 6-03-02 | | | |
| 7-03-02 | | | |
| 8-03-02 | | | |
| 12-03-02 | | | |
| 13-03-02 | | | |
| 21-03-02 | | | |
| 24-03-02 | | | |
| 25-03-02 | | | |
| 26-03-02 | | | |
| 27-03-02 | | | |
| 28-03-02 | | | |
| 2-04-02 | 147.50 | 0.31 | 128.75 |
| 5-04-02 | | | |
| 7-04-02 | 67.5 | 1.19 | 55 |
| 8-04-02 | 58.75 | 1.49 | 28.75 |
| 10-04-02 | 57.5 | 0.34 | 52.5 |
| 13-04-02 | 85 | 0.4 | 73.75 |
| 17-04-02 | 67.5 | 0.88 | 60 |
| 29-04-02 | 163.75 | 1.7 | 137.5 |

Tabla AI-9. Concentraciones de las formas nitrogenadas analizadas en el lixiviado de la columna C9.

| C9 | | | |
|--------------|----------------------|--|--|
| Fecha | NT (mg/L) | N_NH₄⁺ (mg/L) | N_NO₃⁻ (mg/L) |
| 08-02-02 | | | |
| 18-02-02 | | | |
| 19-02-02 | | | |
| 26-02-02 | | | |
| 27-02-02 | | | |
| 6-03-02 | | | |
| 7-03-02 | | | |
| 8-03-02 | | | |
| 12-03-02 | | | |
| 13-03-02 | | | |
| 21-03-02 | | | |
| 24-03-02 | | | |
| 25-03-02 | | | |
| 26-03-02 | | | |
| 27-03-02 | | | |
| 28-03-02 | | | |
| 2-04-02 | | | |
| 5-04-02 | | | |
| 7-04-02 | 132.5 | 0.5 | 113.75 |
| 8-04-02 | 112.5 | 1.64 | 91.25 |
| 10-04-02 | 103.75 | 0.17 | 95 |
| 13-04-02 | 95 | 0.06 | 88.75 |
| 17-04-02 | 122.5 | 1.99 | 127.5 |
| 29-04-02 | | | |

Anexo I: Resultados experimentales

Tabla AI-10. Volumen de agua diario aplicado y volúmenes lixiviados en cada una de las columnas experimentales.

| Fecha | Volumen Lixiviado | | | | | | | | | Volumen Aplicado | Volumen Evaporado |
|------------|-------------------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|----|----|------------------|-------------------|
| | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 | | |
| | mL | mL | mL | mL | mL | mL | mL | mL | mL | mL | mL |
| 08/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | |
| 09/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | |
| 10/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | |
| 11/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | |
| 12/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.81 |
| 13/02/2002 | | | | | | | | | | 21.00 | 1.87 |
| 14/02/2002 | | | | | | | | | | 51.00 | 1.94 |
| 15/02/2002 | | | | | | | | | | 49.00 | 3.13 |
| 16/02/2002 | | | | | | | | | | 143.00 | 2.68 |
| 17/02/2002 | | | | | | | | | | 61.00 | 1.64 |
| 18/02/2002 | 2.50 | 1.50 | | | | | | | | 2.00 | 1.38 |
| 19/02/2002 | 0.84 | 0.50 | | | | | | | | 0.00 | 2.35 |
| 20/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.47 |
| 21/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 4.76 |
| 22/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 6.10 |
| 23/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.15 |
| 24/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.15 |
| 25/02/2002 | | | | | | | | | | 41.00 | 2.15 |
| 26/02/2002 | 75.00 | 90.00 | 20.00 | | | | | | | 176.00 | 1.86 |
| 27/02/2002 | 50.00 | 30.00 | 10.00 | | | | | | | 2.00 | 3.70 |
| 28/02/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 4.98 |
| 01/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.00 |
| 02/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.00 |
| 03/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.00 |
| 04/03/2002 | | | | | | | | | | 40.00 | 2.00 |
| 05/03/2002 | | | | | | | | | | 140.00 | 0.94 |
| 06/03/2002 | 80.00 | 80.00 | 65.00 | | | | | | | 16.00 | 1.30 |
| 07/03/2002 | 15.00 | 20.00 | 30.00 | | | | | | | 0.00 | 1.36 |
| 08/03/2002 | 2.00 | | 2.00 | | 57.00 | | | | | 0.00 | 1.26 |
| 09/03/2002 | | | | | | | | | | 2.40 | 1.10 |
| 10/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.10 |
| 11/03/2002 | | | | | | | | | | 16.00 | 1.09 |
| 12/03/2002 | 25.00 | 20.00 | 20.00 | 39.00 | 88.00 | | | | | 20.00 | 0.42 |
| 13/03/2002 | 120.00 | 120.00 | 105.00 | 45.00 | 47.00 | | | | | 130.00 | 0.66 |
| 14/03/2002 | | | | | | | | | | 82.00 | 1.13 |
| 15/03/2002 | | | | | | | | | | 7.00 | 1.13 |
| 16/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.10 |
| 17/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.10 |
| 18/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.10 |
| 19/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.10 |
| 20/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.10 |
| 21/03/2002 | | | | 45.00 | 52.00 | | | | | 0.00 | 1.11 |
| 22/03/2002 | | | | | | | | | | 40.00 | 1.18 |
| 23/03/2002 | | | | | | | | | | 52.00 | 1.77 |
| 24/03/2002 | 10.00 | 10.00 | 2.00 | 0.92 | | | | | | 150.00 | 1.00 |
| 25/03/2002 | 130.00 | 130.00 | 125.00 | 120.00 | 118.00 | 72.00 | | | | 72.00 | 1.19 |
| 26/03/2002 | 60.00 | 58.00 | 56.00 | 54.00 | 49.00 | 54.00 | | | | 62.00 | 1.03 |
| 27/03/2002 | 53.00 | 52.00 | 50.00 | 58.00 | 57.00 | 57.00 | | | | 20.00 | 1.44 |
| 28/03/2002 | 10.00 | 10.00 | 5.00 | 23.00 | 30.00 | 40.00 | 20.00 | | | 3.00 | 1.99 |
| 29/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 0.90 |
| 30/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 0.90 |
| 31/03/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 0.90 |

Anexo I: Resultados experimentales

| Fecha | Volumen Lixiviado | | | | | | | | | Volumen Aplicado mL | Volumen Evaporado mL |
|------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------------------------|-------------------------|
| | C1 mL | C2 mL | C3 mL | C4 mL | C5 mL | C6 mL | C7 mL | C8 mL | C9 mL | | |
| 01/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 0.90 |
| 02/04/2002 | | | | | 25.00 | 47.00 | 47.00 | 50.00 | | 0.00 | 0.94 |
| 03/04/2002 | | | | | | | | | | 41.00 | 0.52 |
| 04/04/2002 | | | | | | | | | | 62.00 | 2.31 |
| 05/04/2002 | 50.00 | 55.00 | 45.00 | 43.00 | | | | | | 132.00 | 1.44 |
| 06/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.00 |
| 07/04/2002 | 90.00 | 120.00 | 100.00 | 130.00 | 134.00 | 110.00 | 80.00 | 80.00 | 60.00 | 71.00 | 1.00 |
| 08/04/2002 | 55.00 | 55.00 | 50.00 | 42.00 | 32.00 | 32.00 | 30.00 | 32.00 | 30.00 | 24.00 | 1.02 |
| 09/04/2002 | | | | | | | | | | 16.00 | 1.13 |
| 10/04/2002 | 20.00 | 20.00 | 20.00 | 43.00 | 40.00 | 53.00 | 47.00 | 26.00 | 48.00 | 2.00 | 1.03 |
| 11/04/2002 | | | | | | | | | | 27.00 | 1.05 |
| 12/04/2002 | | | | | | | | | | 252.00 | 0.40 |
| 13/04/2002 | 236.00 | 240.00 | 224.00 | 222.00 | 214.00 | 204.00 | 190.00 | 152.00 | 140.00 | 0.00 | 1.02 |
| 14/04/2002 | | | | | | | | | | 40.00 | 1.02 |
| 15/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.16 |
| 16/04/2002 | | | | | | | | | | 2.00 | 1.16 |
| 17/04/2002 | 25.00 | 22.00 | 22.00 | 29.00 | 33.00 | 48.00 | 83.00 | 89.00 | 48.00 | 0.00 | 1.16 |
| 18/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 0.99 |
| 19/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 0.99 |
| 20/04/2002 | | | | | | | | | | 2.00 | 0.99 |
| 21/04/2002 | | | | | | | | | | 2.00 | 0.99 |
| 22/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 0.99 |
| 23/04/2002 | | | | | | | | | | 32.00 | 1.84 |
| 24/04/2002 | | | | | | | | | | 58.00 | 1.84 |
| 25/04/2002 | | | | | | | | | | 20.00 | 1.84 |
| 26/04/2002 | | | | | | | | | | 5.00 | 1.14 |
| 27/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 28/04/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 29/04/2002 | 55.00 | 37.00 | 32.00 | 19.00 | 10.00 | 7.00 | 72.00 | 26.00 | | 0.00 | 1.14 |
| 30/04/2002 | | | | | | | | | | 2.00 | 1.14 |
| 01/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 02/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 03/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 04/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 05/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 06/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 07/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 08/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 09/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 10/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.14 |
| 11/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 12/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 13/05/2002 | | | | | | | | | | 2.00 | 1.59 |
| 14/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 15/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 16/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 17/05/2002 | | | | | | | | | | 27.00 | 1.59 |
| 18/05/2002 | | | | | | | | | | 11.00 | 1.59 |
| 19/05/2002 | | | | | | | | | | 3.00 | 1.59 |
| 20/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 21/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 22/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 23/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.59 |
| 24/05/2002 | | | | | | | | | | 32.00 | 4.59 |

Anexo I: Resultados experimentales

| Fecha | Volumen Lixiviado | | | | | | | | | Volumen Aplicado mL | Volumen Evaporado mL |
|------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------------------------|-------------------------|
| | C1 mL | C2 mL | C3 mL | C4 mL | C5 mL | C6 mL | C7 mL | C8 mL | C9 mL | | |
| 25/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.70 |
| 26/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.70 |
| 27/05/2002 | | | | | | | | | | 27.00 | 1.70 |
| 28/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.70 |
| 29/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 30/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 31/05/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 01/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 02/06/2002 | | | | | | | | | | 5.00 | 2.05 |
| 03/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 04/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 05/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 06/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 07/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 08/06/2002 | | | | | | | | | | 2.00 | 2.05 |
| 09/06/2002 | | | | | | | | | | 36.00 | 2.05 |
| 10/06/2002 | | | | | | | | | | 17.00 | 2.05 |
| 11/06/2002 | | | | | | | | | | 42.00 | 2.05 |
| 12/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.35 |
| 13/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.35 |
| 14/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 15/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 16/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 17/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 18/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 19/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 20/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 21/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 22/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 23/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 24/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.10 |
| 25/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 26/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 27/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 28/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 29/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 30/06/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 01/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 02/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 03/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 04/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.05 |
| 05/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 4.08 |
| 06/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 4.08 |
| 07/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.37 |
| 08/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.37 |
| 09/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.37 |
| 10/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.37 |
| 11/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.37 |
| 12/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.37 |
| 13/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.96 |
| 14/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.96 |
| 15/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.96 |
| 16/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.96 |
| 17/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.76 |

Anexo I: Resultados experimentales

| Fecha | Volumen Lixiviado | | | | | | | | | Volumen Aplicado mL | Volumen Evaporado mL |
|------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------------------------|-------------------------|
| | C1 mL | C2 mL | C3 mL | C4 mL | C5 mL | C6 mL | C7 mL | C8 mL | C9 mL | | |
| 18/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.76 |
| 19/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.76 |
| 20/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.76 |
| 21/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.76 |
| 22/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.76 |
| 23/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.76 |
| 24/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 6.34 |
| 25/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 26/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 27/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 28/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 29/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 30/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 31/07/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 01/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 02/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 03/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 04/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 05/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 06/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 07/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 08/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 09/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 10/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 11/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 12/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 13/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 14/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 15/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 16/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 17/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 18/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 19/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 20/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 21/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 22/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 23/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 24/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 25/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 26/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 27/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 28/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 29/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 30/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 31/08/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 01/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 02/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 03/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 1.35 |
| 04/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.47 |
| 05/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.47 |
| 06/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.47 |
| 07/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.47 |
| 08/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.47 |
| 09/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.47 |

Anexo I: Resultados experimentales

| Fecha | Volumen Lixiviado | | | | | | | | | Volumen Aplicado mL | Volumen Evaporado mL |
|--------------|-------------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|------------------------|-------------------------|
| | C1 mL | C2 mL | C3 mL | C4 mL | C5 mL | C6 mL | C7 mL | C8 mL | C9 mL | | |
| 10/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 3.47 |
| 11/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.07 |
| 12/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.07 |
| 13/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.07 |
| 14/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.07 |
| 15/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.07 |
| 16/09/2002 | | | | | | | | | | 0.00 | 2.07 |
| Total | 1164.34 | 1171.00 | 983.00 | 912.92 | 986.00 | 724.00 | 569.00 | 455.00 | 326.00 | 2392.40 | 411.18 |

Tabla AI-11. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C1: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C1 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-3.5 | 376.86 | 1.37 | 11.92 | 0.147 | 8.90E-03 | 8.03E-05 |
| 3.5-7 | 326.00 | 1.19 | 18.57 | 0.116 | 8.80E-04 | 3.30E-05 |
| 7-12 | 447.29 | 1.14 | 23.17 | 0.105 | 9.40E-04 | 3.80E-05 |
| 12-17 | 571.89 | 1.46 | 21.86 | 0.106 | 7.30E-04 | 3.90E-05 |
| 17-22 | 501.37 | 1.28 | 22.38 | 0.109 | 1.46E-03 | 3.90E-05 |
| 22-27 | 454.27 | 1.16 | 20.68 | 0.112 | 1.43E-03 | 3.17E-05 |

Tabla AI-12. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C2: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C2 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-5 | 439.96 | 1.12 | 11.68 | 0.14 | 4.25E-03 | 4.80E-05 |
| 5-10 | 402.73 | 1.03 | 15.94 | 0.112 | 7.50E-04 | 3.30E-05 |
| 10-15 | 444.17 | 1.13 | 19.76 | 0.114 | 5.00E-04 | 4.00E-05 |
| 15-20 | 419.00 | 1.07 | 21.47 | 0.105 | 1.48E-03 | 3.90E-05 |
| 20-23.5 | 358.02 | 1.30 | 23.37 | 0.116 | 1.10E-03 | 5.80E-05 |
| 23.5-27 | 300.42 | 1.09 | 19.85 | 0.112 | 1.15E-03 | 3.10E-05 |

Tabla AI-13. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C3: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C3 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-4 | 262.01 | 0.83 | 16.87 | 0.128 | 5.40E-03 | 2.50E-05 |
| 4-9 | 403.91 | 1.03 | 22.52 | 0.115 | 1.01E-03 | 3.10E-05 |
| 9-14 | 395.51 | 1.01 | 24.90 | 0.114 | 1.13E-03 | 2.20E-05 |
| 14-19 | 421.64 | 1.07 | 26.52 | 0.115 | 1.37E-03 | 1.40E-05 |
| 19-24 | 403.67 | 1.03 | 27.64 | 0.114 | 1.34E-03 | 7.70E-06 |
| 24-29 | 420.41 | 1.07 | 29.41 | 0.104 | 1.07E-03 | 1.50E-05 |

Tabla AI-14. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C4: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C4 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-5 | 465.80 | 1.18 | 8.24 | 0.155 | 7.08E-03 | 2.80E-04 |
| 5-10 | 541.20 | 1.38 | 13.02 | 0.128 | 2.16E-03 | 6.00E-05 |
| 10-15 | 423.07 | 1.08 | 17.89 | 0.107 | 1.28E-03 | 5.88E-05 |
| 15-20 | 496.55 | 1.26 | 16.91 | 0.107 | 1.55E-03 | 5.00E-05 |
| 20-30 | 712.90 | 0.91 | 19.77 | 0.113 | 2.04E-03 | 4.00E-05 |
| 30-40 | 1222.90 | 1.56 | 19.60 | 0.132 | 2.20E-03 | 5.00E-05 |
| 40-50 | 872.90 | 1.11 | 20.24 | 0.123 | 2.40E-03 | 5.88E-05 |
| 50-60 | 1131.30 | 1.44 | 21.46 | 0.106 | 2.25E-03 | 4.54E-05 |
| 60-70 | 922.00 | 1.17 | 20.98 | 0.112 | 2.10E-03 | 4.41E-05 |
| 70-80 | 932.40 | 1.19 | 19.31 | 0.112 | 2.17E-03 | 4.00E-05 |
| 80-87 | 784.70 | 1.43 | 18.89 | 0.112 | 2.17E-03 | 4.00E-05 |

Tabla AI-15. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C5: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C5 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-3 | 228.64 | 0.97 | 7.38 | 0.154 | 8.30E-03 | 3.10E-04 |
| 3-8 | 346.44 | 0.88 | 11.38 | 0.12 | 3.82E-03 | 2.80E-05 |
| 8-13 | 431.90 | 1.10 | 14.23 | 0.123 | 1.20E-03 | 5.00E-05 |
| 13-18 | 399.76 | 1.02 | 18.92 | 0.117 | 1.30E-03 | 5.00E-05 |
| 18-28 | 783.00 | 1.00 | 20.19 | 0.106 | 1.88E-03 | 5.80E-05 |
| 28-38 | 921.10 | 1.17 | 22.18 | 0.105 | 2.28E-03 | 3.30E-05 |
| 38-48 | 842.10 | 1.07 | 22.54 | 0.094 | 2.31E-03 | 3.10E-05 |
| 48-58 | 891.20 | 1.13 | 24.59 | 0.105 | 2.72E-03 | 4.80E-05 |
| 58-68 | 900.80 | 1.15 | 25.99 | 0.107 | 2.78E-03 | 4.09E-05 |
| 68-73 | 467.10 | 1.19 | 27.31 | 0.098 | 2.28E-03 | 4.38E-05 |
| 73-78 | 640.30 | 1.63 | 31.14 | 0.098 | 2.28E-03 | 4.38E-05 |

Anexo I: Resultados experimentales

Tabla AI-16. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C6: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C6 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-3 | 243.53 | 1.03 | 8.67 | 0.144 | 4.92E-03 | 1.50E-04 |
| 3-8 | 332.30 | 0.85 | 12.41 | 0.116 | 1.13E-03 | 2.50E-05 |
| 8-13 | 398.30 | 1.01 | 17.25 | 0.116 | 1.26E-03 | 3.00E-05 |
| 13-18 | 401.37 | 1.02 | 20.09 | 0.116 | 1.50E-03 | 4.00E-05 |
| 18-28 | 748.50 | 0.95 | 22.03 | 0.116 | 1.44E-03 | 2.00E-05 |
| 28-38 | 777.60 | 0.99 | 23.14 | 0.112 | 1.70E-03 | 2.00E-05 |
| 38-48 | 601.90 | 0.77 | 23.90 | 0.105 | 2.09E-03 | 2.00E-05 |
| 48-58 | 727.50 | 0.93 | 24.32 | 0.105 | 2.20E-03 | 3.00E-05 |
| 58-68 | 741.60 | 0.94 | 26.22 | 0.114 | 2.40E-03 | 2.60E-05 |
| 68-78 | 903.60 | 1.15 | 29.72 | 0.113 | 1.95E-03 | 7.90E-05 |
| 78-85 | 686.30 | 1.25 | 31.67 | 0.113 | 1.95E-03 | 7.90E-05 |

Tabla AI-17. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C7: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C7 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-25 | 983.40 | 0.50 | 8.13 | 0.137 | 3.74E-03 | 2.20E-04 |
| 25-35 | 987.70 | 1.26 | 17.21 | 0.112 | 1.41E-03 | 4.00E-05 |
| 35-45 | 932.80 | 1.19 | 19.50 | 0.098 | 1.79E-03 | 4.00E-05 |
| 45-55 | 1031.50 | 1.31 | 18.55 | 0.126 | 2.06E-03 | 5.00E-05 |
| 55-65 | 1022.00 | 1.30 | 20.14 | 0.105 | 1.83E-03 | 4.80E-05 |
| 65-75 | 1044.30 | 1.33 | 18.36 | 0.094 | 2.22E-03 | 4.80E-05 |
| 75-85 | 1240.10 | 1.58 | 20.22 | 0.107 | 2.46E-03 | 6.73E-05 |
| 85-95 | 942.00 | 1.20 | 22.57 | 0.107 | 2.26E-03 | 6.25E-05 |
| 95-105 | 1008.60 | 1.28 | 20.18 | 0.103 | 1.86E-03 | 4.00E-05 |
| 105-115 | 1133.30 | 1.44 | 20.18 | 0.097 | 2.38E-03 | 3.00E-05 |
| 115-125 | 1173.20 | 1.49 | 17.17 | 0.108 | 2.64E-03 | 3.90E-05 |
| 125-135 | 1005.30 | 1.28 | 27.18 | 0.112 | 2.68E-03 | 4.80E-05 |
| 135-145 | 920.70 | 1.17 | 26.38 | 0.083 | 2.07E-03 | 4.80E-05 |
| 145-150 | 570.20 | 1.45 | 29.79 | 0.085 | 1.97E-03 | 3.84E-05 |

Tabla AI-18. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C8: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C8 | | | | | | |
|---------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-6 | 397.06 | 0.84 | 7.44 | 0.1400 | 4.68E-03 | 5.10E-04 |
| 6-11 | 442.81 | 1.13 | 10.60 | 0.1310 | 5.20E-03 | 2.30E-04 |
| 11-16 | 431.67 | 1.10 | 13.70 | 0.1260 | 2.40E-03 | 1.20E-04 |
| 16-21 | 396.37 | 1.01 | 14.09 | 0.1260 | 2.30E-03 | 1.50E-04 |
| 21-31 | 837.40 | 1.07 | 18.31 | 0.1160 | 2.80E-03 | 1.30E-04 |
| 31-41 | 948.60 | 1.21 | 18.77 | 0.1180 | 1.90E-03 | 7.00E-05 |
| 41-51 | 837.00 | 1.07 | 17.98 | 0.1200 | 3.20E-03 | 8.00E-05 |
| 51-66 | 1255.40 | 1.07 | 20.69 | 0.1020 | 3.20E-03 | 7.00E-05 |
| 66-81 | 1313.30 | 1.11 | 22.45 | 0.1120 | 3.50E-03 | 6.00E-05 |
| 81-96 | 1346.40 | 1.14 | 21.47 | 0.1200 | 3.50E-03 | 7.80E-05 |
| 96-106 | 856.80 | 1.09 | 23.43 | 0.1200 | 3.80E-03 | 7.50E-05 |
| 106-116 | 850.40 | 1.08 | 23.52 | 0.1210 | 3.90E-03 | 8.80E-05 |
| 116-126 | 975.00 | 1.24 | 23.35 | 0.1090 | 3.10E-03 | 9.60E-05 |
| 126-136 | 1015.00 | 1.29 | 27.09 | 0.1160 | 2.40E-03 | 2.20E-04 |

Tabla AI-19. Resultados análisis características del suelo al final de las experimentaciones en la columna C9: masa de suelo húmedo (gr), densidad de suelo fino (gr/cm^3), humedad promedio (%), contenido de nitrógeno en el suelo (mg N/100 gr de suelo fino húmedo).

| C9 | | | | | | |
|-------------|--------------|---------------------|---------|-------------------------------|-------------------|-------------------|
| Sección | Suelo húmedo | Densidad suelo fino | Humedad | mg N/100 gr suelo fino húmedo | | |
| | gr | gr/cm^3 | % | NKT | N NO_3^- | N NH_4^+ |
| 0-4.5 | 287.56 | 0.81 | 8.03 | 0.14 | 4.62E-03 | 2.10E-04 |
| 4.5-9.5 | 354.10 | 0.90 | 11.31 | 0.134 | 1.76E-03 | 6.00E-05 |
| 9.5-14.5 | 344.48 | 0.88 | 14.30 | 0.126 | 1.41E-03 | 5.00E-05 |
| 14.5-19.5 | 374.07 | 0.95 | 17.80 | 0.123 | 1.60E-03 | 5.00E-05 |
| 19.5-29.5 | 741.50 | 0.94 | 19.75 | 0.112 | 1.58E-03 | 4.00E-05 |
| 29.5-39.5 | 735.80 | 0.94 | 21.71 | 0.112 | 2.20E-03 | 6.00E-05 |
| 39.5-49.5 | 691.70 | 0.88 | 22.36 | 0.112 | 2.14E-03 | 4.00E-05 |
| 49.5-64.5 | 1067.70 | 0.91 | 22.77 | 0.112 | 2.36E-03 | 4.00E-05 |
| 64.5-79.5 | 1070.70 | 0.91 | 23.65 | 0.120 | 2.95E-03 | 5.00E-05 |
| 79.5-94.5 | 1131.70 | 0.96 | 24.26 | 0.114 | 3.35E-03 | 5.00E-05 |
| 94.5-104.5 | 796.50 | 0.68 | 24.64 | 0.113 | 2.81E-03 | 5.00E-05 |
| 104.5-114.5 | 736.60 | 0.94 | 25.09 | 0.112 | 3.89E-03 | 5.00E-05 |
| 114.5-124.5 | 788.00 | 1.00 | 26.46 | 0.112 | 4.45E-03 | 4.80E-05 |
| 124.5-134.5 | 802.10 | 1.02 | 28.78 | 0.109 | 4.74E-03 | 5.88E-05 |
| 134.5-144.5 | 787.00 | 1.00 | 34.45 | 0.109 | 4.05E-03 | 4.45E-05 |

Anexo II

ANEXO II: COMPARACIÓN RESULTADOS EXPERIMENTALES Y SIMULADOS CON EL PRZM3.12.2.

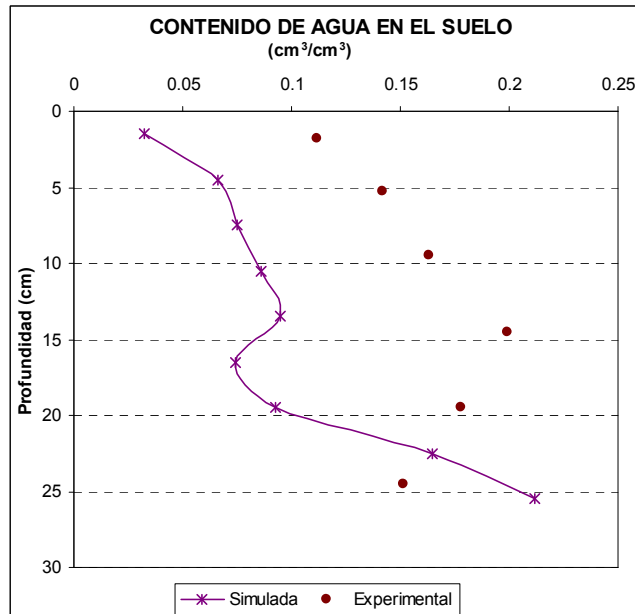


Figura AII-1. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C1.

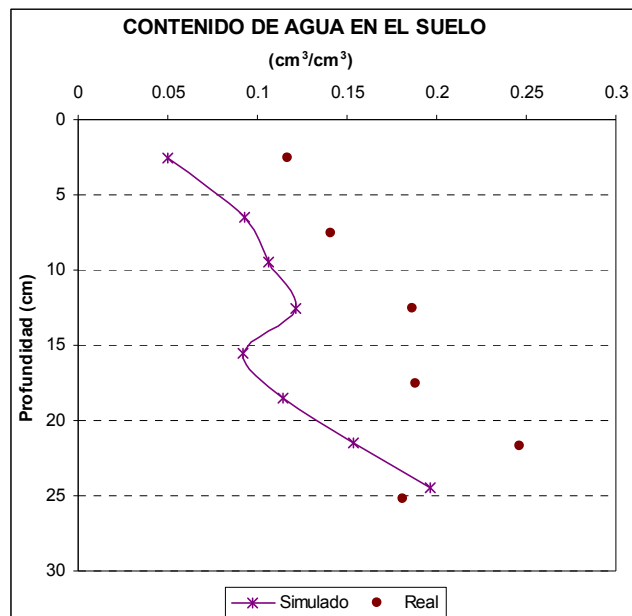


Figura AII-2. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C2.

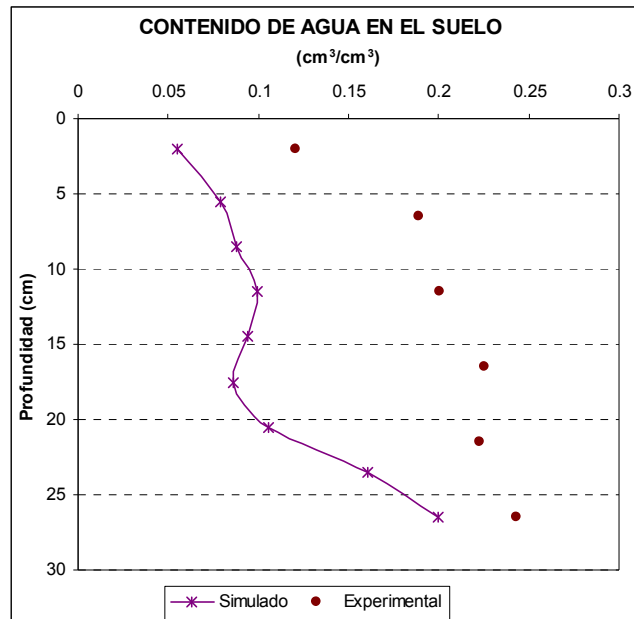


Figura AII-3. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C3.

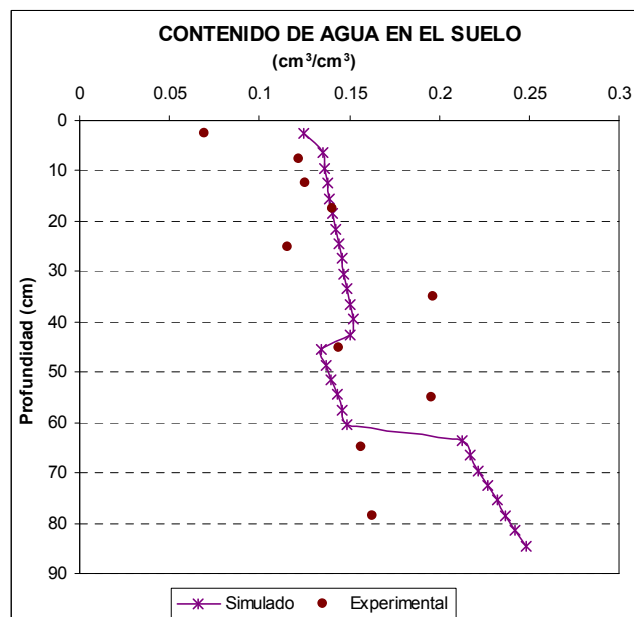


Figura AII-4. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C4.

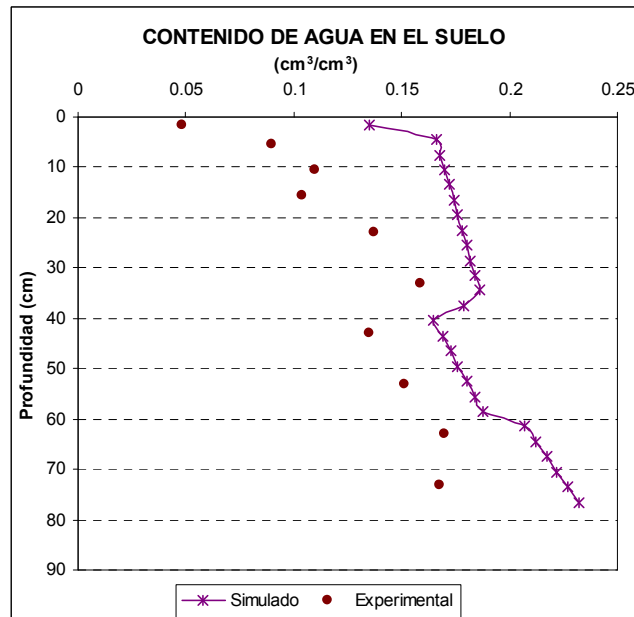


Figura AII-5. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C5.

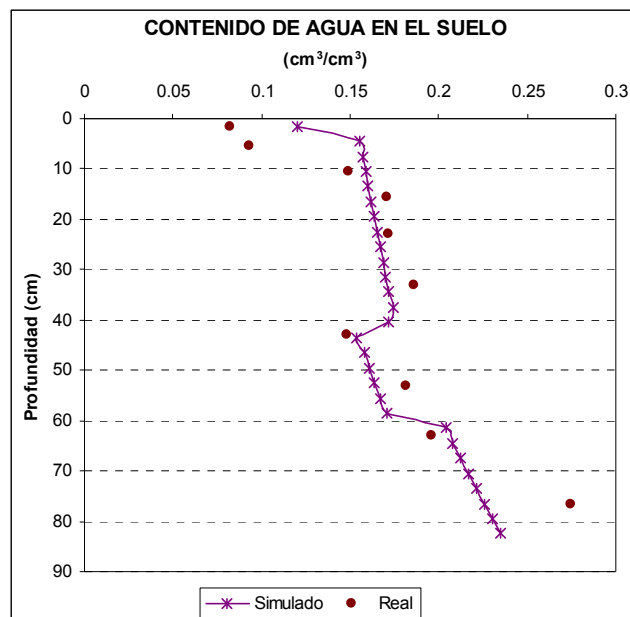


Figura AII-6. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C6.

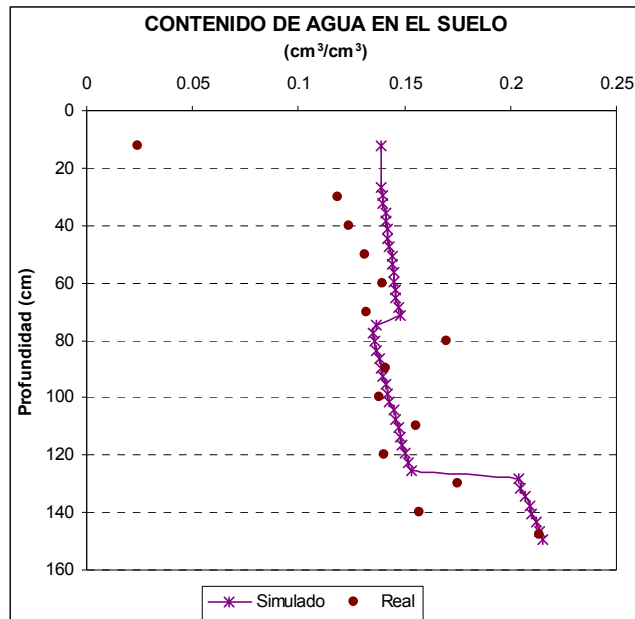


Figura AII-7. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C7.

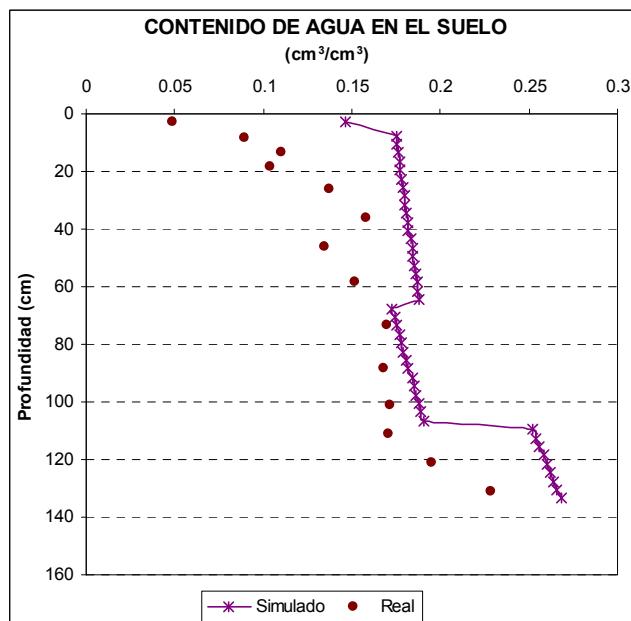


Figura AII-8. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C8.

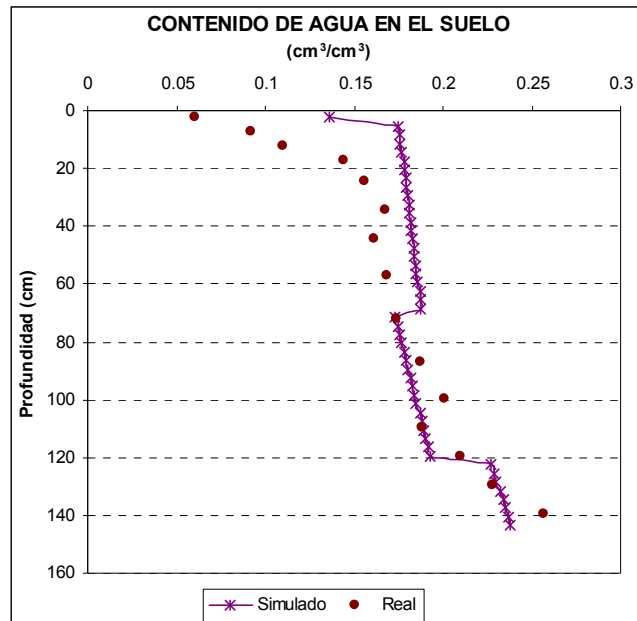


Figura AII-9. Comparación entre el contenido de agua al final de las experimentaciones y el contenido de agua simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C9.

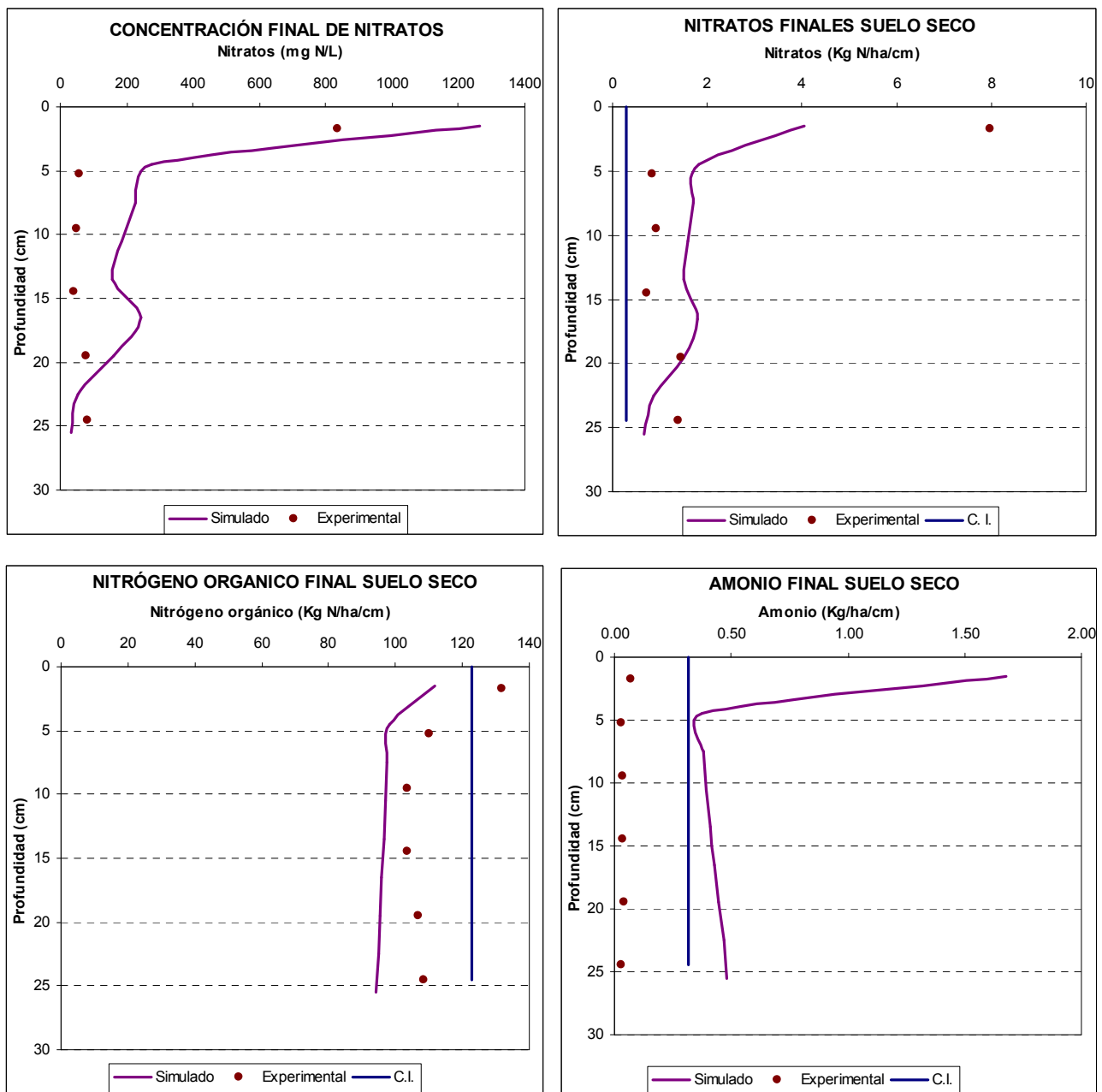


Figura AII-10. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C1.

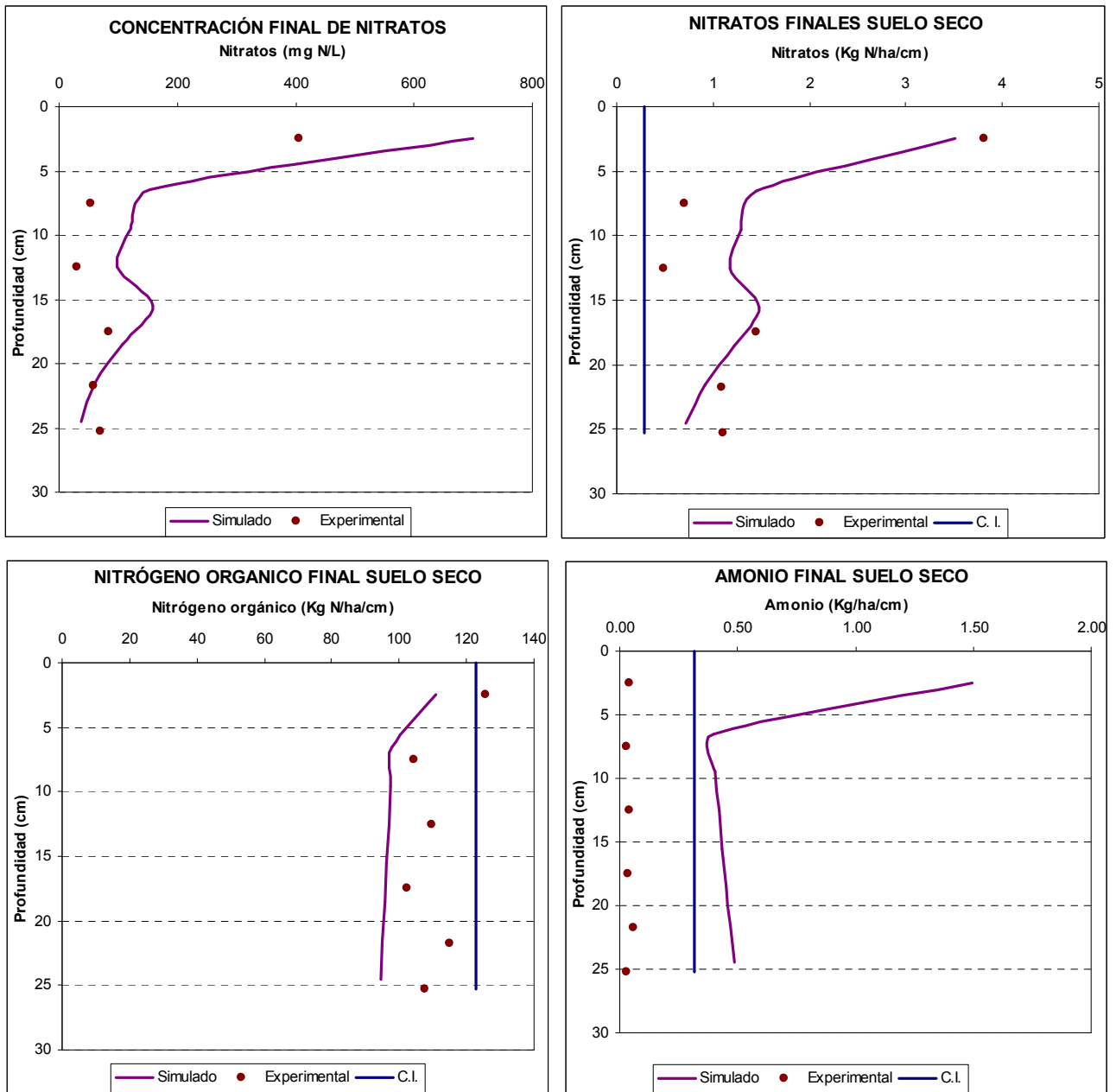


Figura AII-11. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C2.

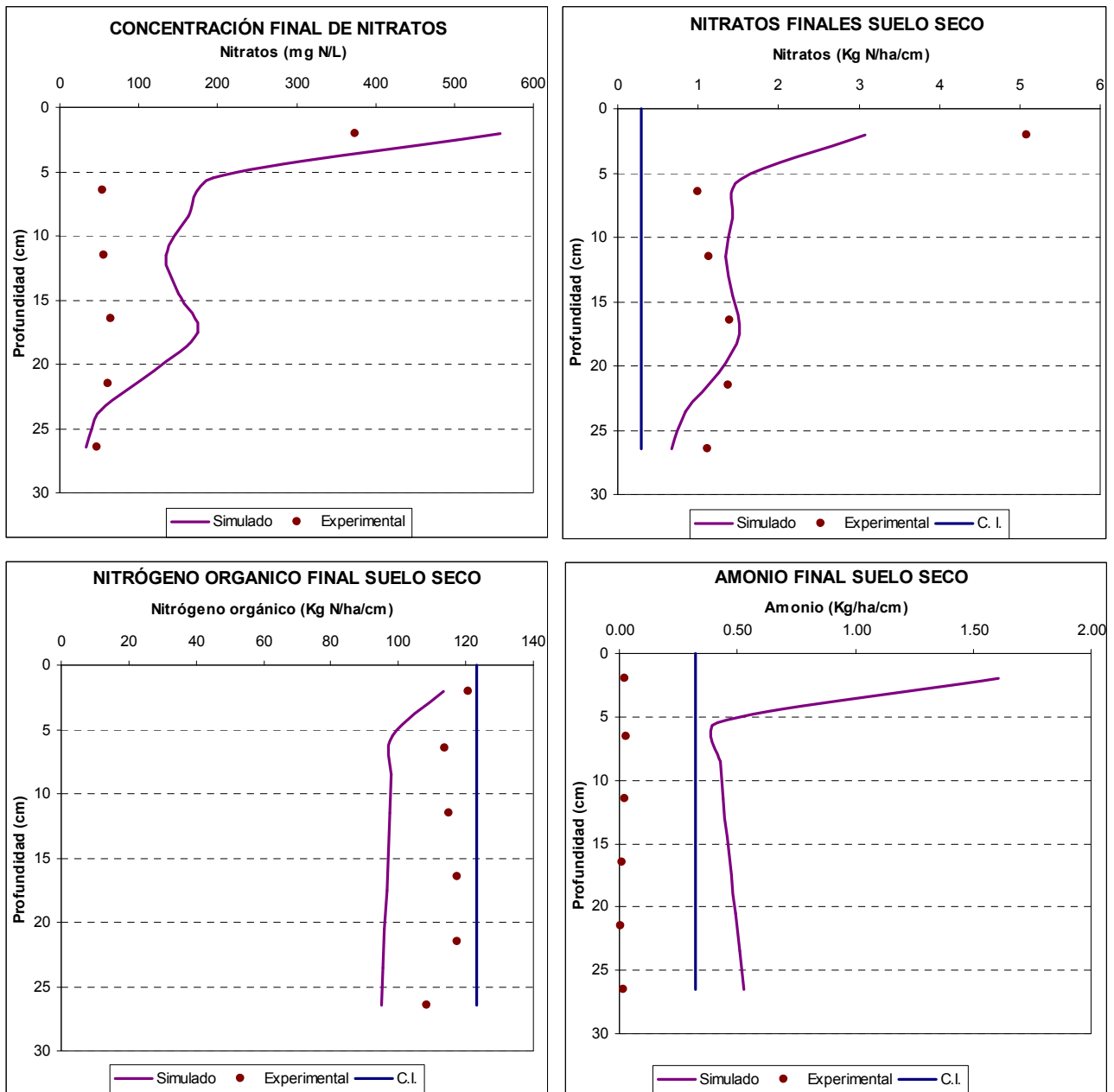


Figura AII-12. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C3.

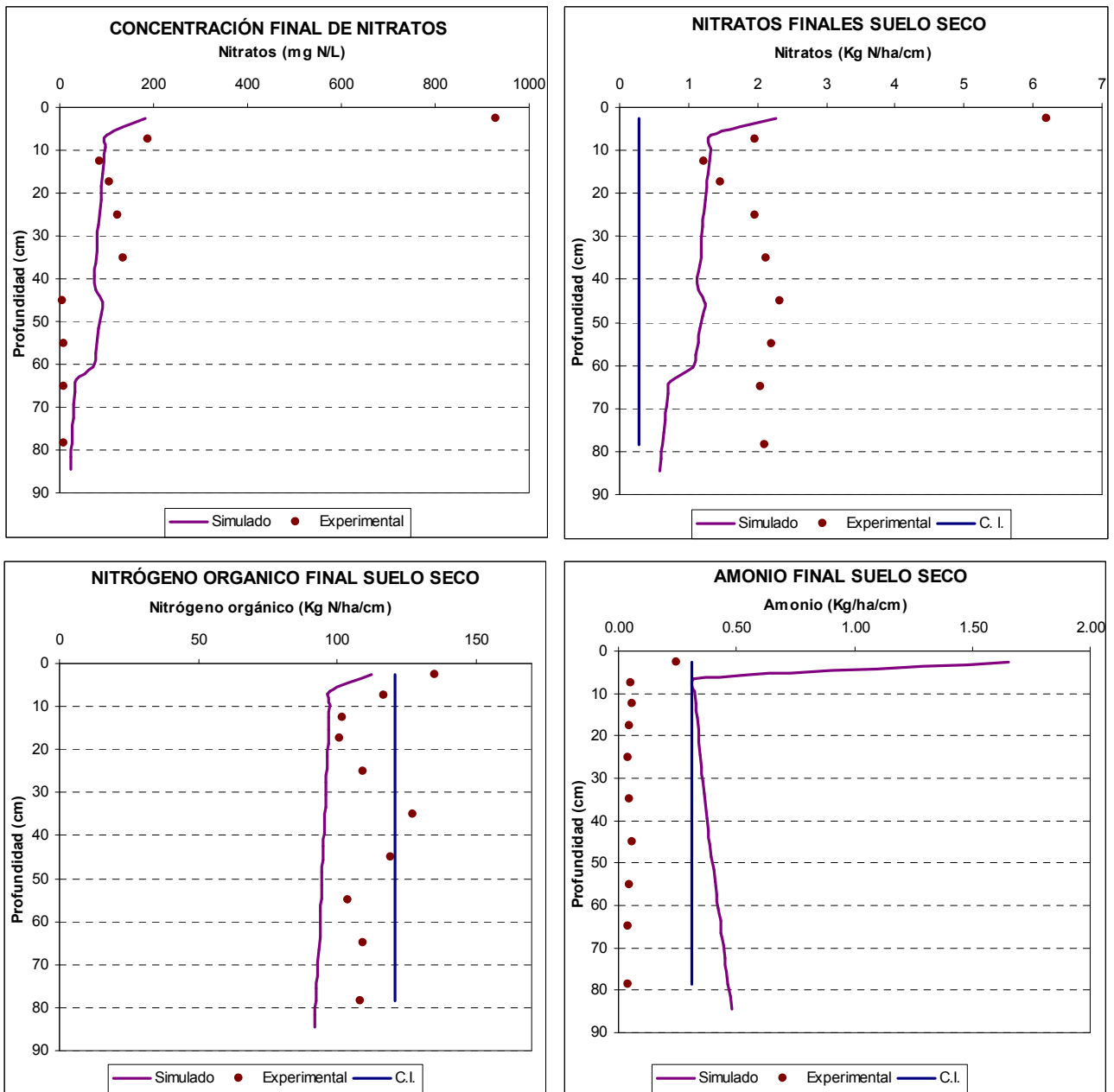


Figura AII-13. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C4.

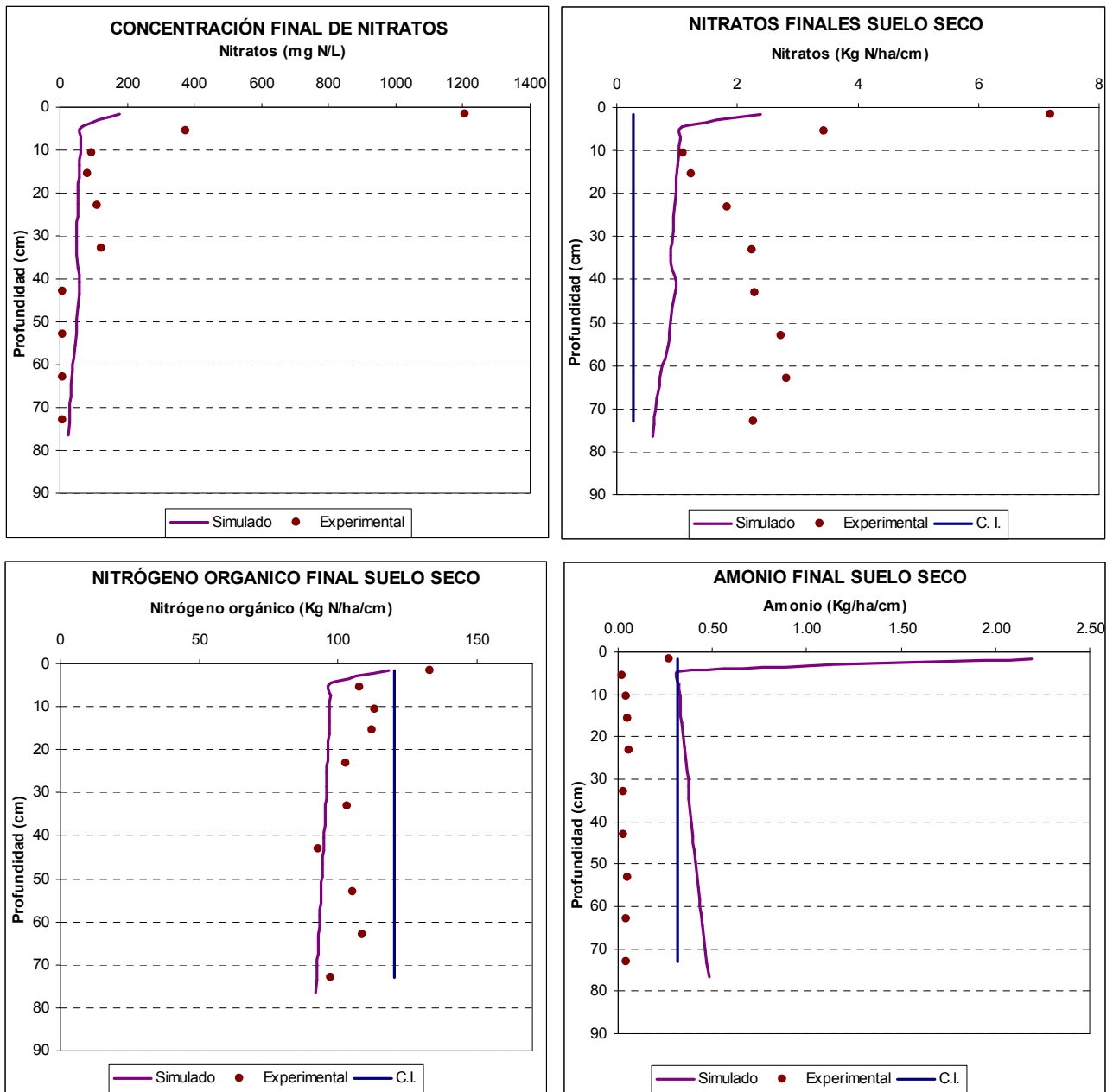


Figura AII-14. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C5.

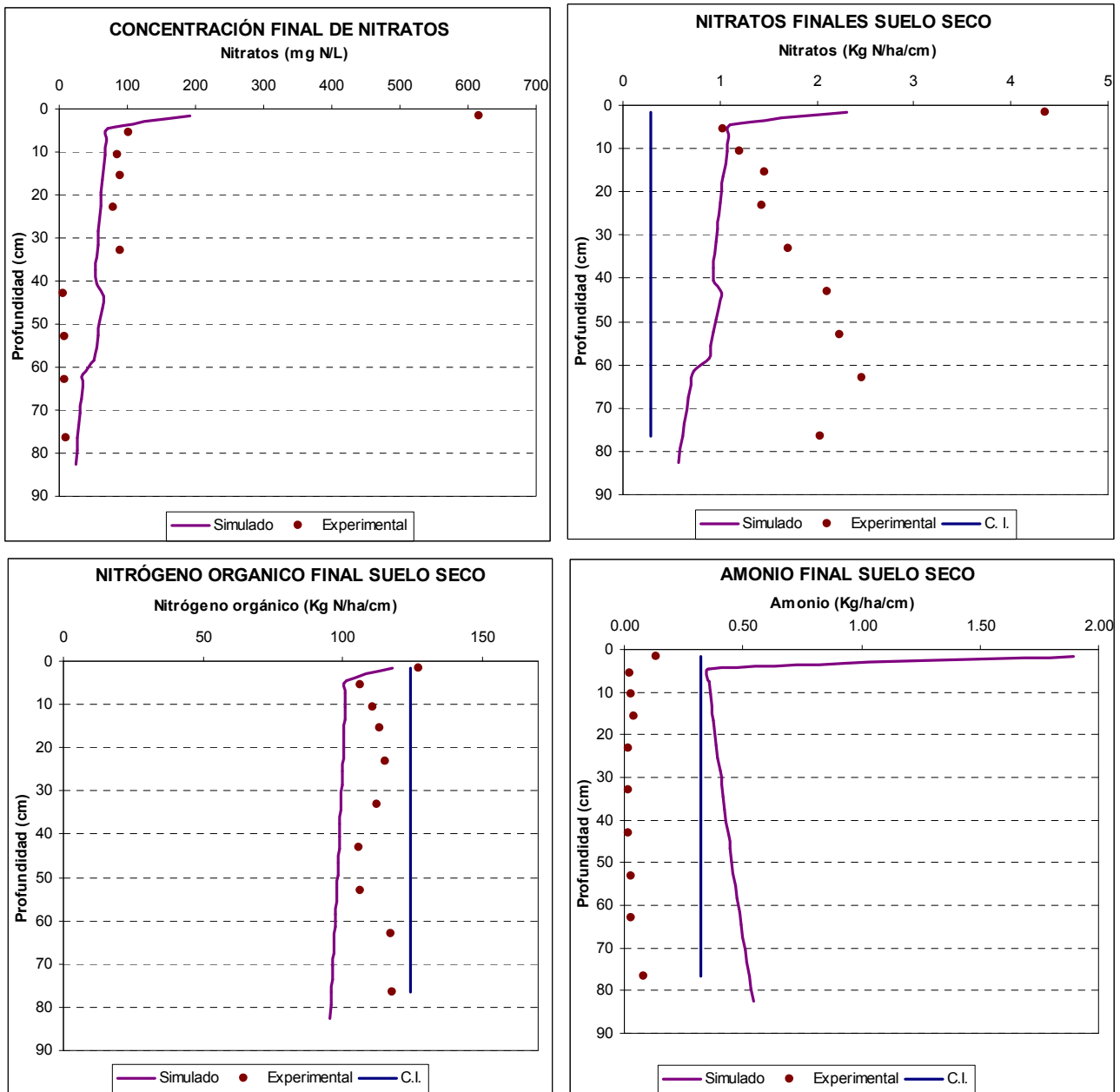


Figura AII-15. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C6.

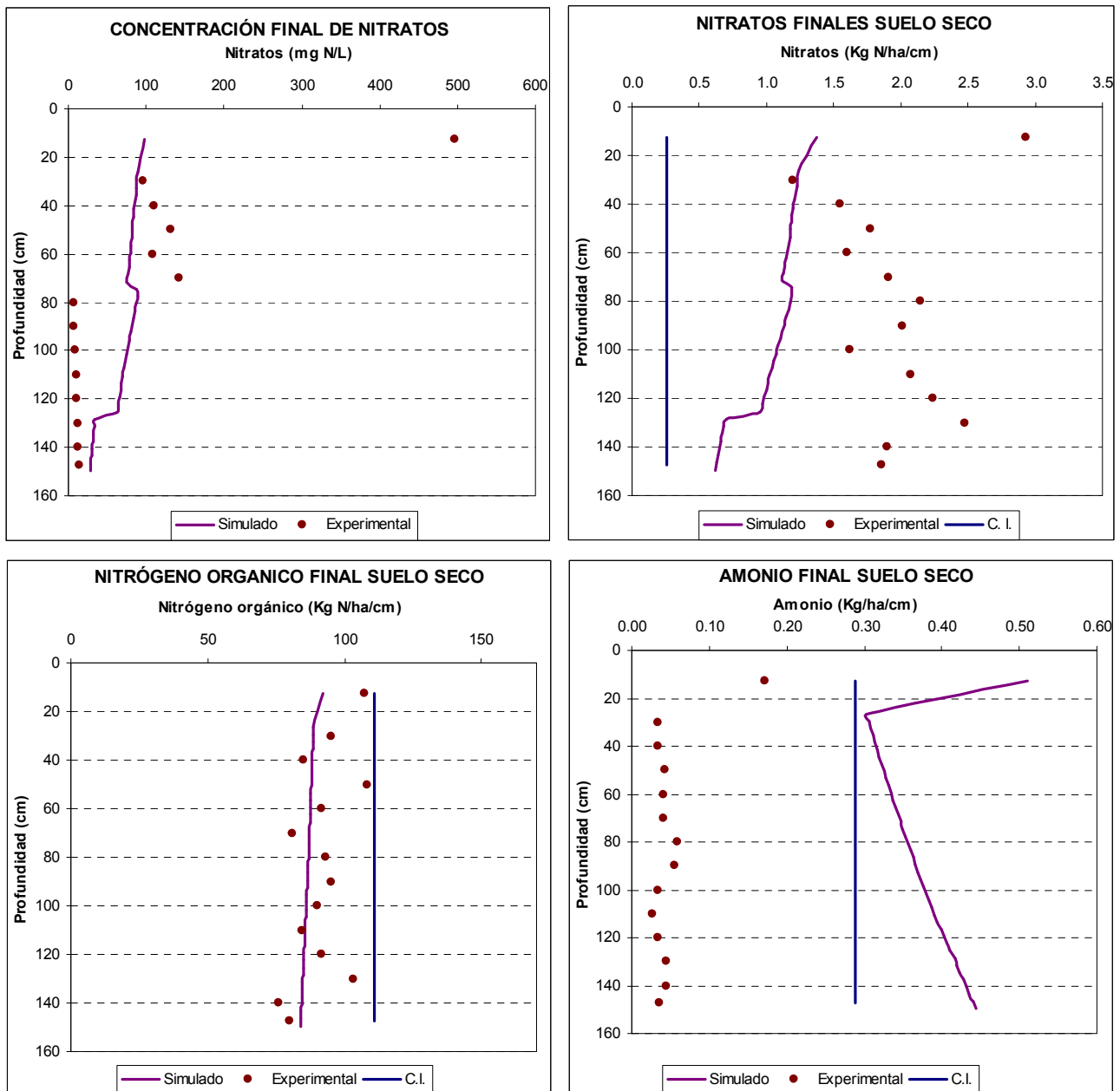


Figura AII-16. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C7.

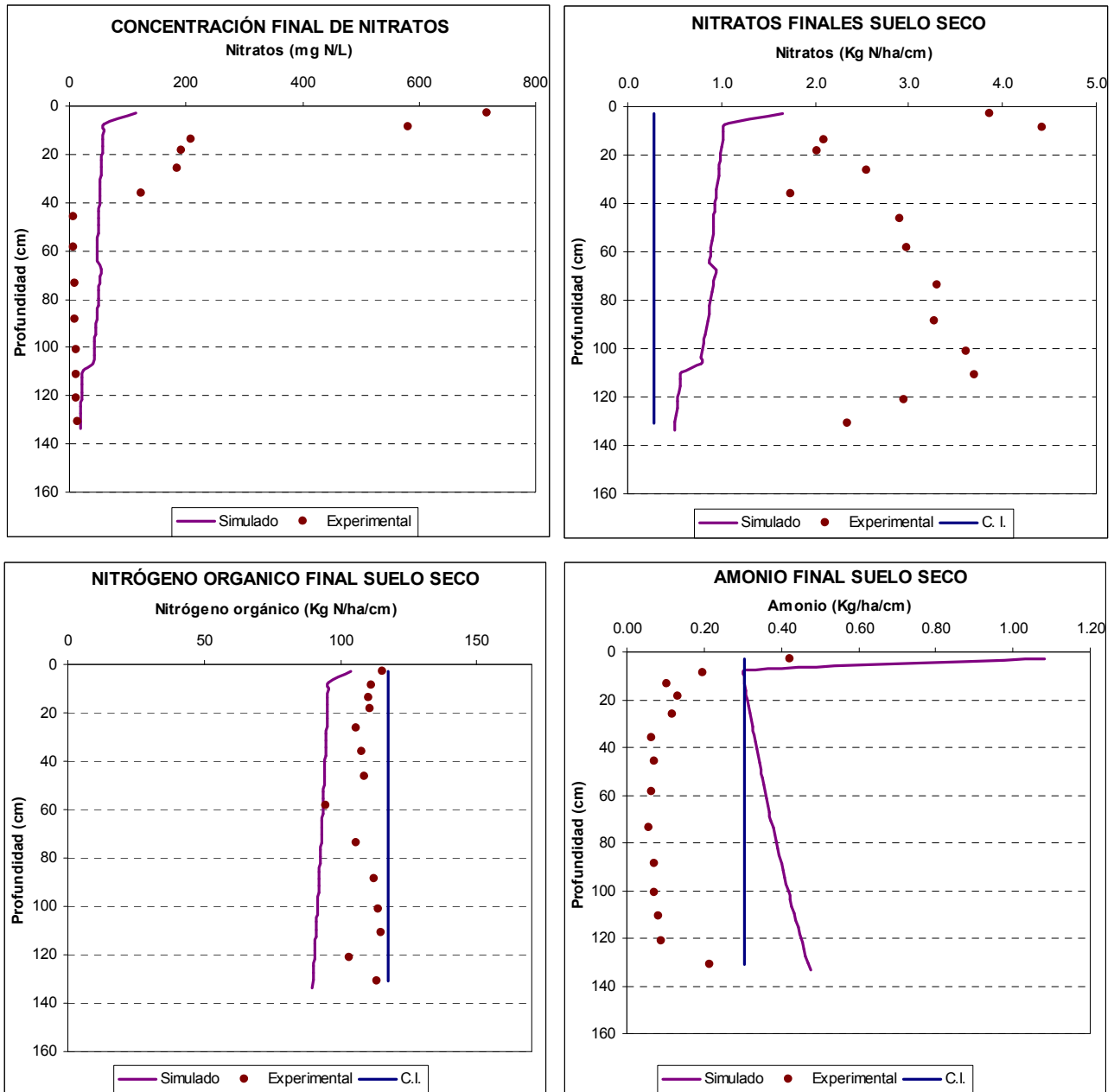


Figura AII-17. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C8.

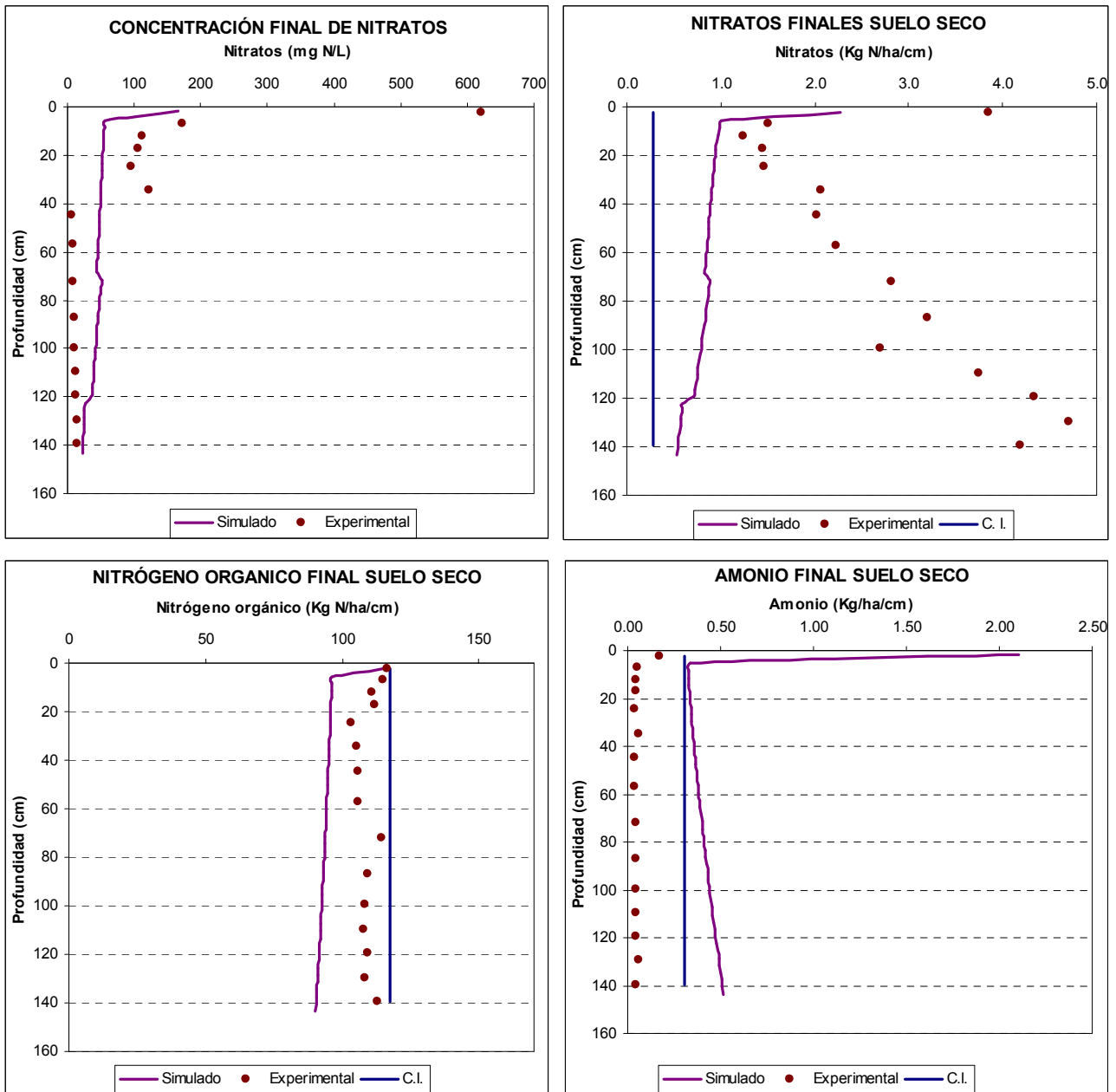


Figura AII-18. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de gravas, columna C9.

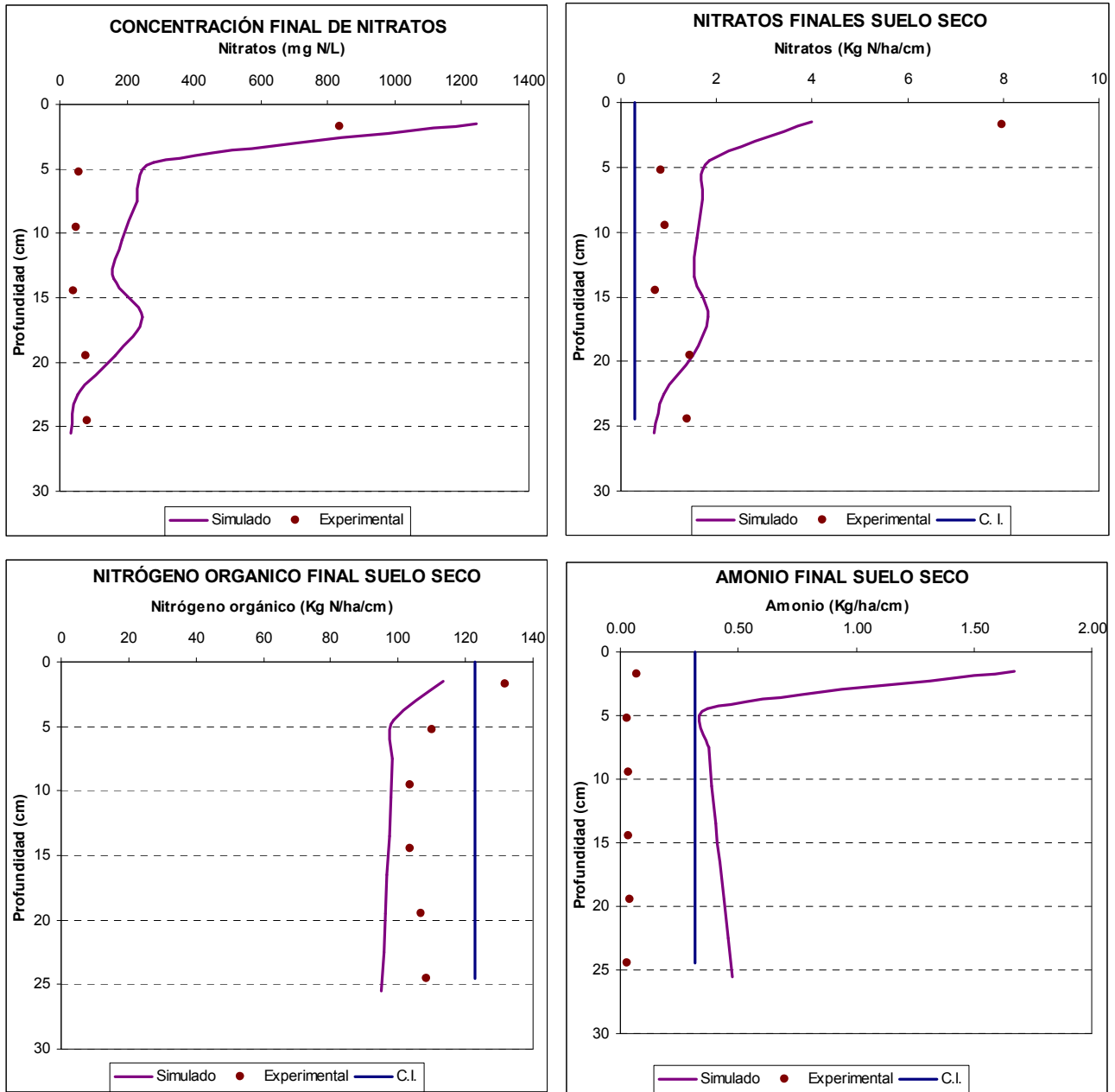


Figura AII-19. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C1.

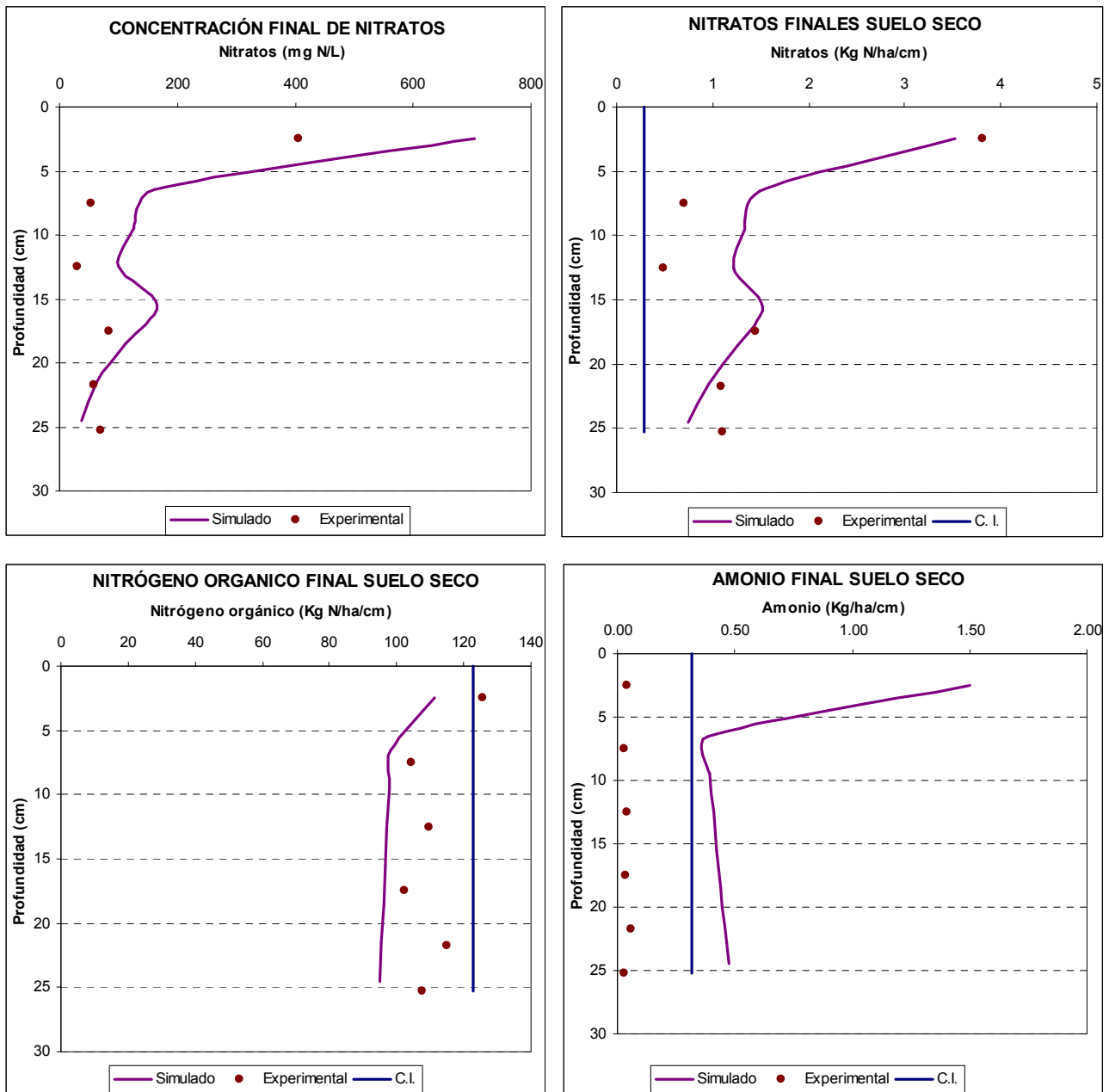


Figura AII-20. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C2.

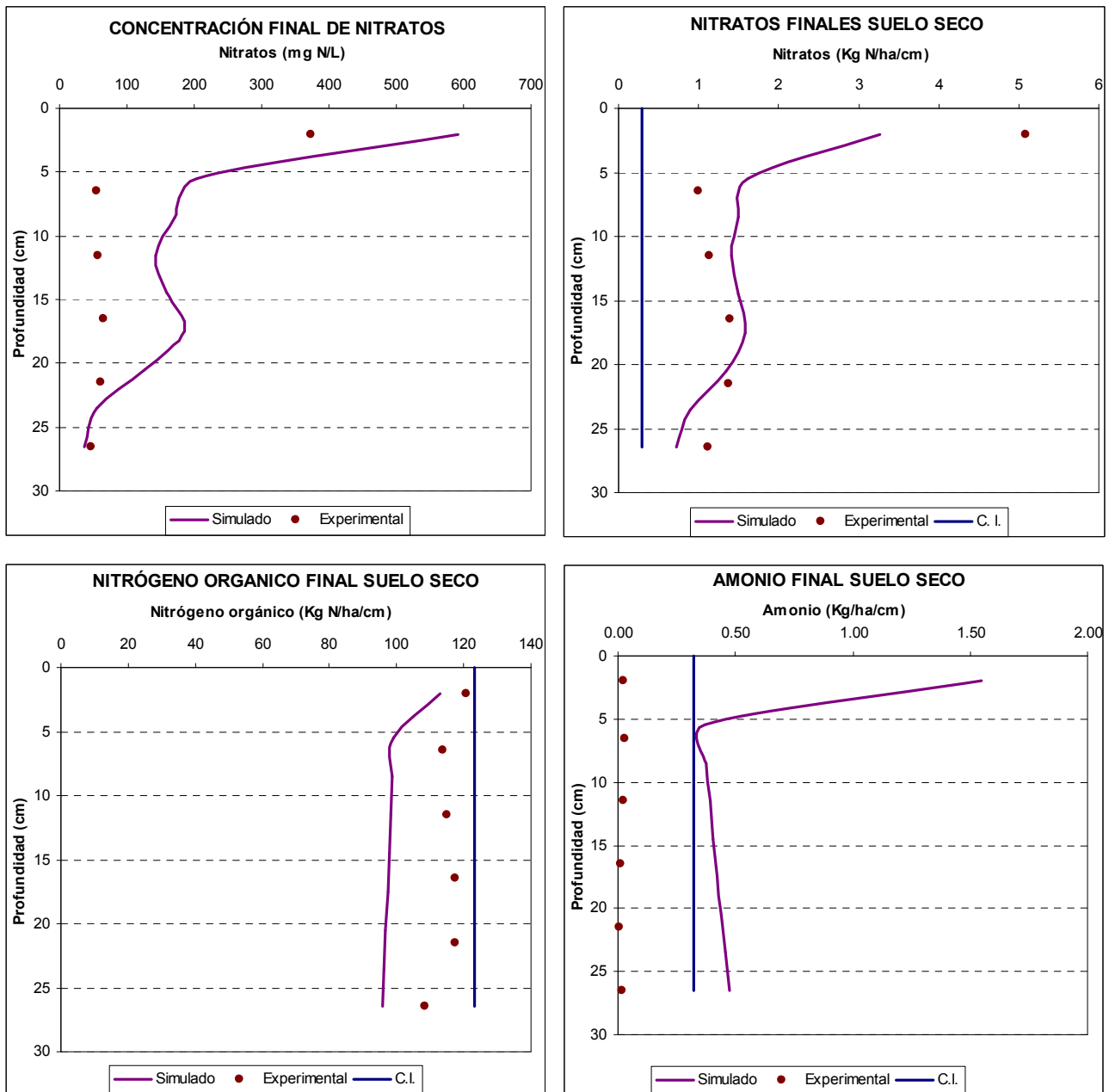


Figura AII-21. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C3.

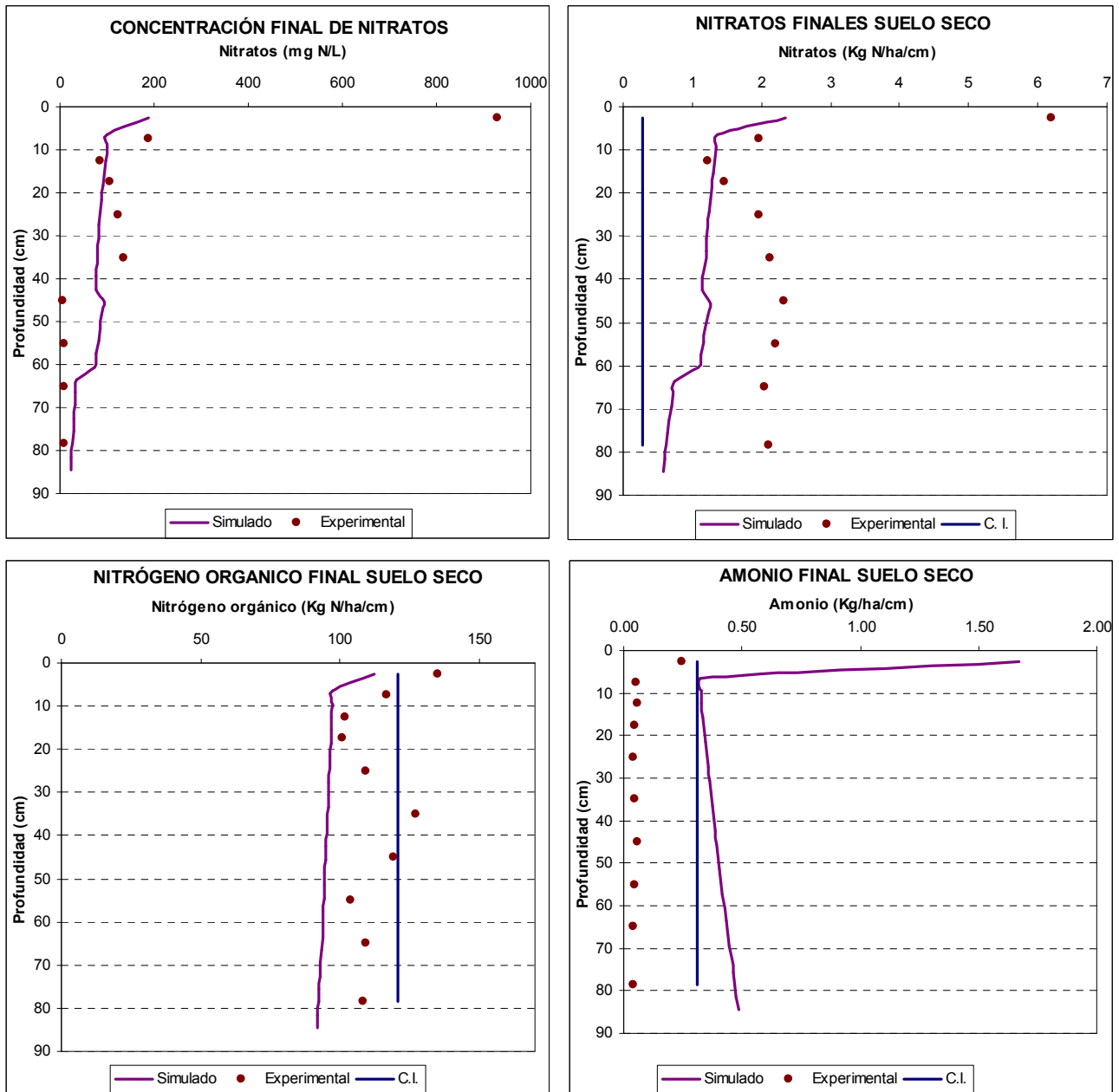


Figura AII-22. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C4.

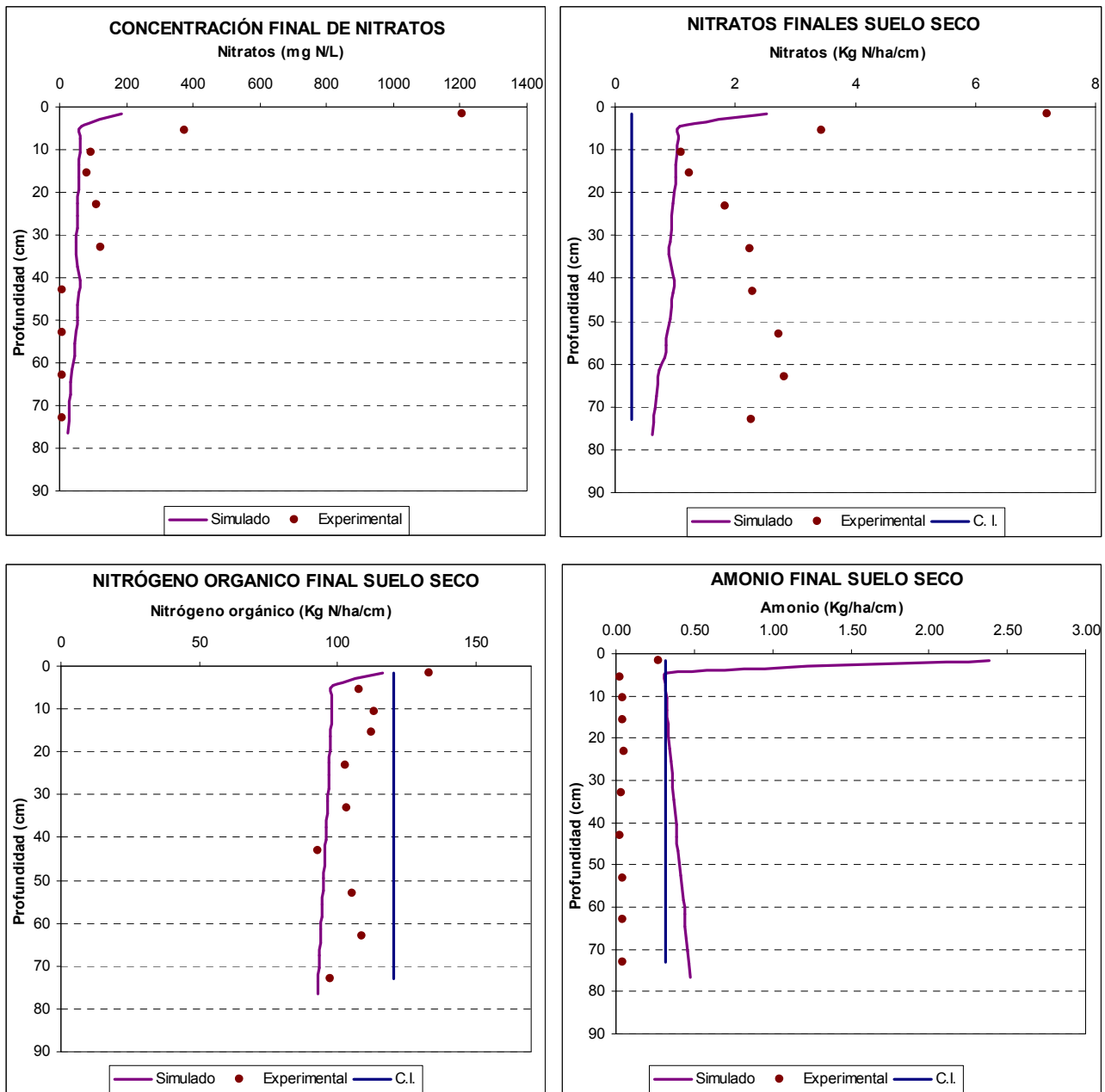


Figura AII-23. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C5.

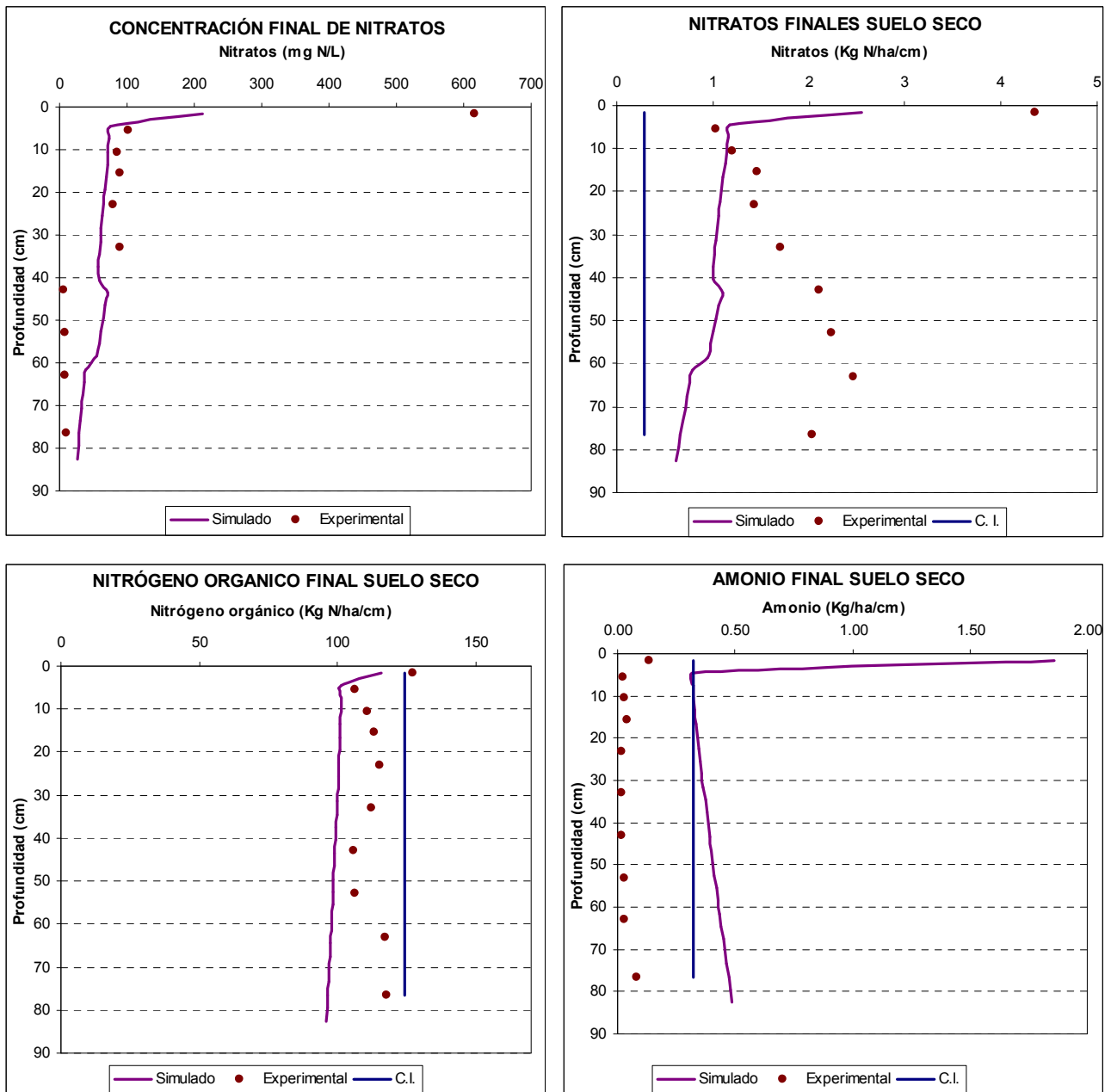


Figura AII-24. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C6.

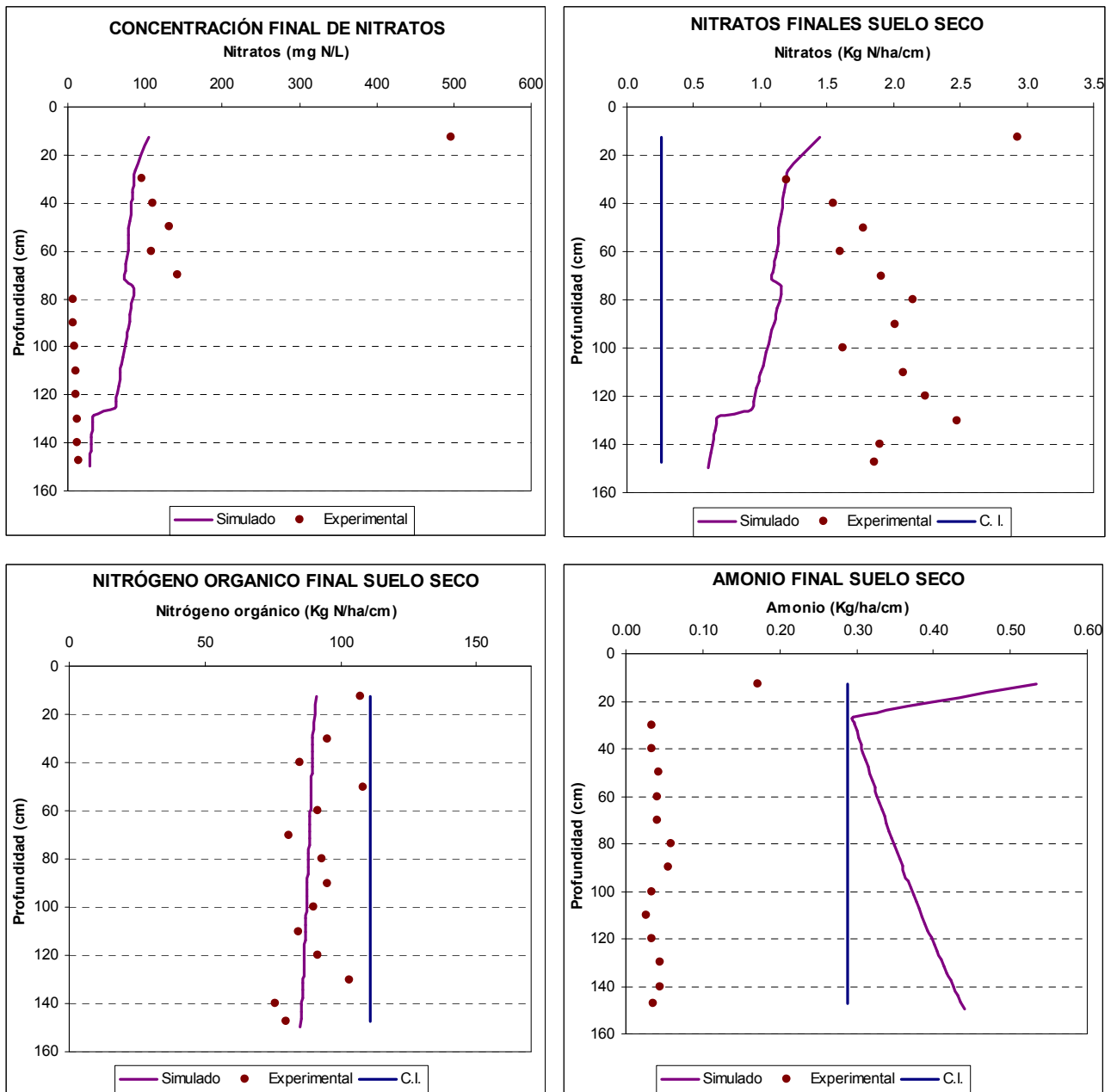


Figura AII-25. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C7.

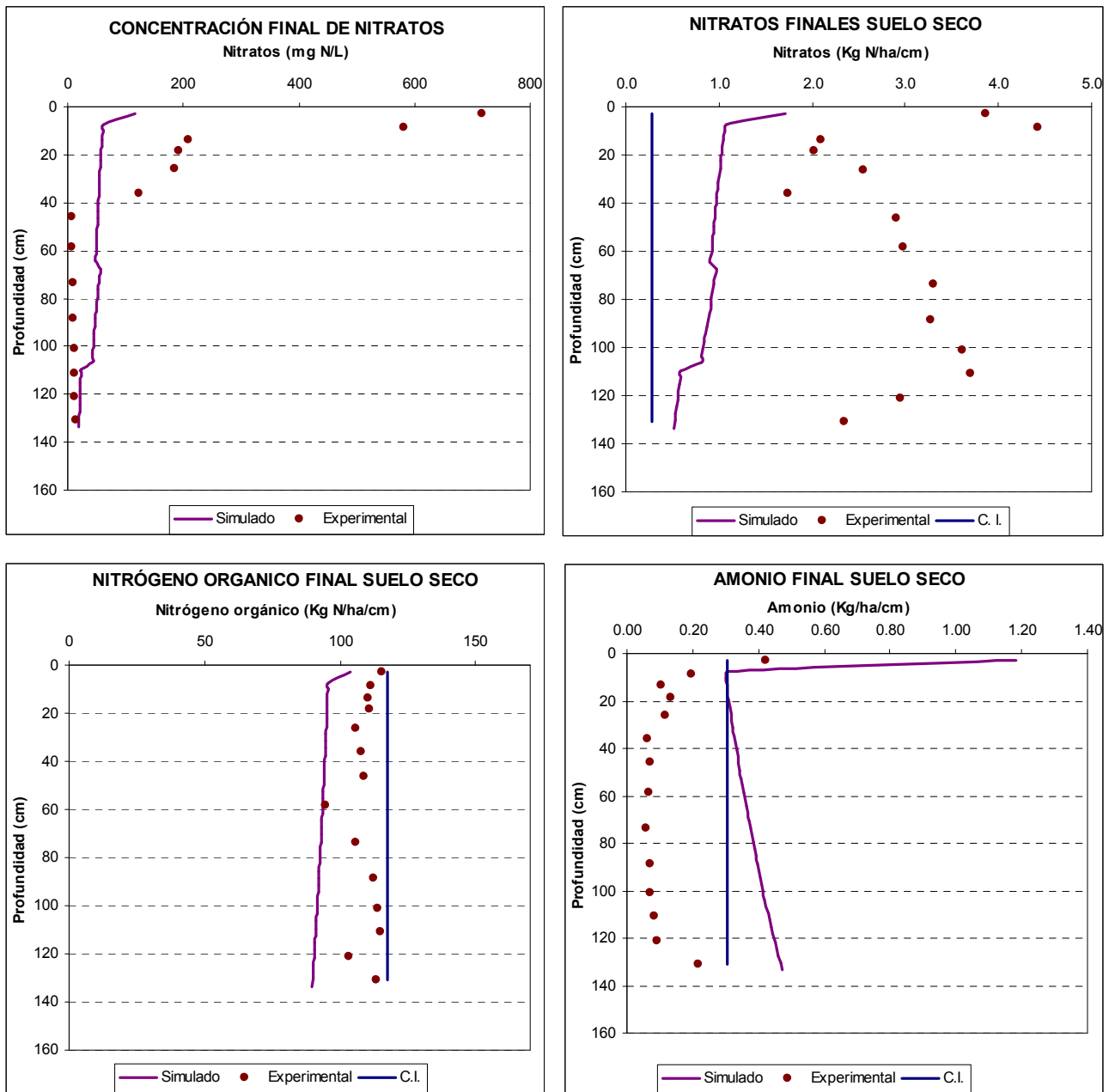


Figura AII-26. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C8.

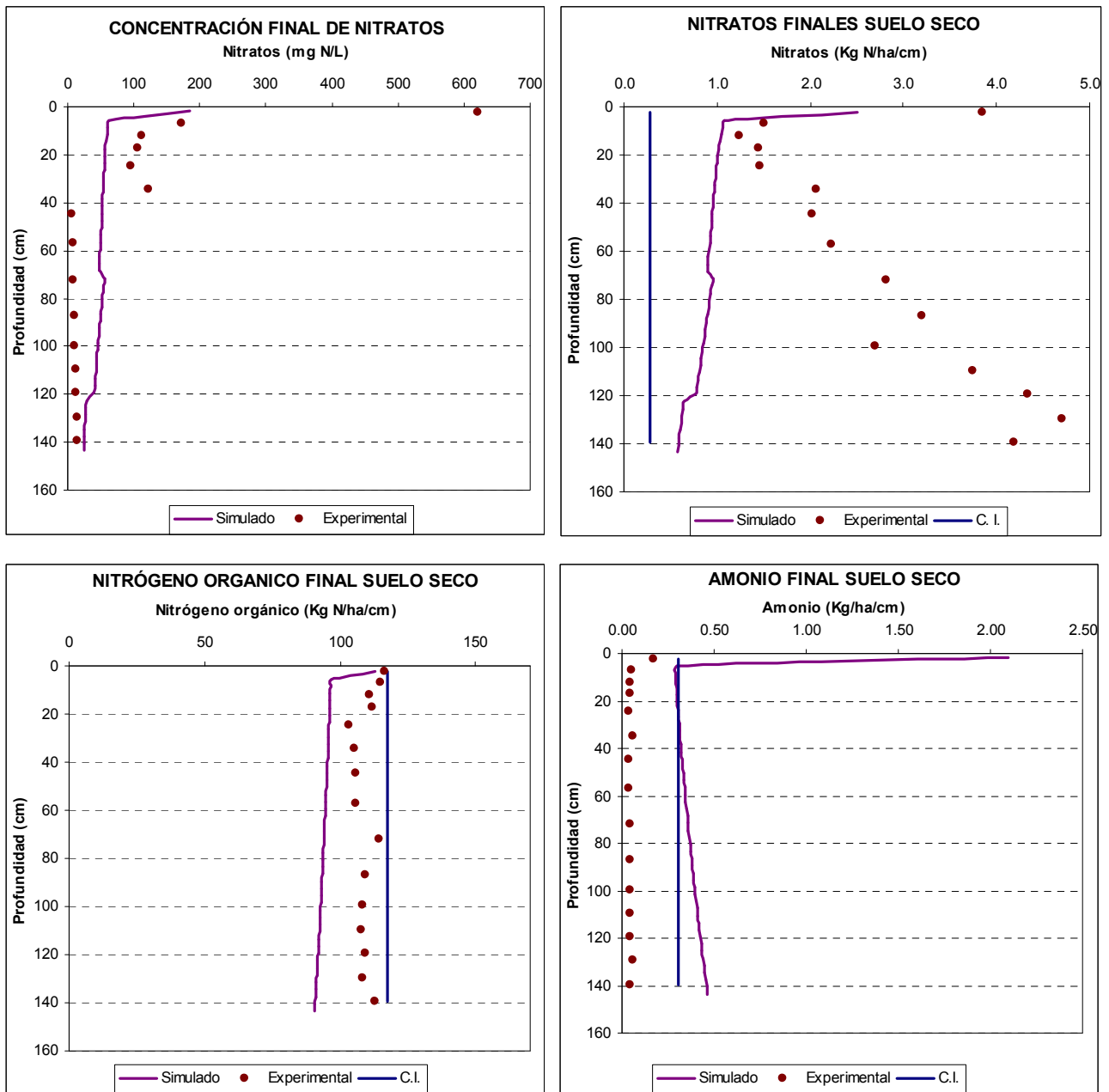


Figura AII-27. Comparación entre el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) al final de las experimentaciones y el contenido de nitrógeno (nitratos, amonio y orgánico) simulado con el PRZM.3.12.2, calibración respecto al % de humedad, columna C9.

