

MODELO MATEMÁTICO PARA DESCRIBIR LA DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN SUELOS DE VENEZUELA

Sánchez Nereida¹; Marcano Lily¹

¹Laboratorio de Investigación y Tecnología de Suelo y Ambiente, LITSA.
Facultad de Ingeniería, Universidad de Carabobo,

nereidasusana@gmail.com

Resumen: El objetivo de este trabajo fue desarrollar un modelo matemático de simulación para estimar la disponibilidad de nitrógeno y las pérdidas de nitrógeno por lixiviación de dos suelos de Venezuela. Las consideraciones básicas del modelo fueron que la concentración de nitrógeno en el suelo depende de la concentración de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitrito y nitrato, y de las condiciones edafoclimáticas; por lo que los coeficientes en el modelo deben ser distintos para cada suelo. El modelo planteado consta de cuatro compartimientos, cada uno formado por un sistema de ecuaciones diferenciales parciales (EDP). La resolución de estas ecuaciones se hizo mediante el método de Runge-Kutta y la calibración del modelo se realizó utilizando parámetros preliminares de otros estudios y la data experimental disponible al inicio y final del ensayo. Los resultados mostraron que el modelo se adaptó a los datos experimentales, con un índice de eficiencia de modelamiento (E) superior a 0,75.

Palabras clave: modelo, nitrógeno, suelo

MATHEMATICAL MODEL TO DESCRIBE THE DYNAMICS OF NITROGEN IN SOILS OF VENEZUELA

Abstract: The aim of this research was to develop a mathematical simulation model to estimate nitrogen availability and nitrogen losses by leaching from two soils of Venezuela. The principal consideration of the model consisted in the concentration of nitrogen in the soil. It depends on the concentration of organic nitrogen, ammoniacal, nitrite and nitrate, soil and climatic conditions; moreover, the coefficients in the model must be different for each soil. The model developed consisted of four compartments, each formed by a system of partial differential equations (EDP). The resolution of these equations were realized done using the Runge-Kutta method, the calibration of the model was performed using preliminary parameters from other studies and the experimental data was available at the beginning and end of the trial. The results demonstrate that the model was adapted to the experimental data, with a modeling efficiency index (E) higher than 0.75.

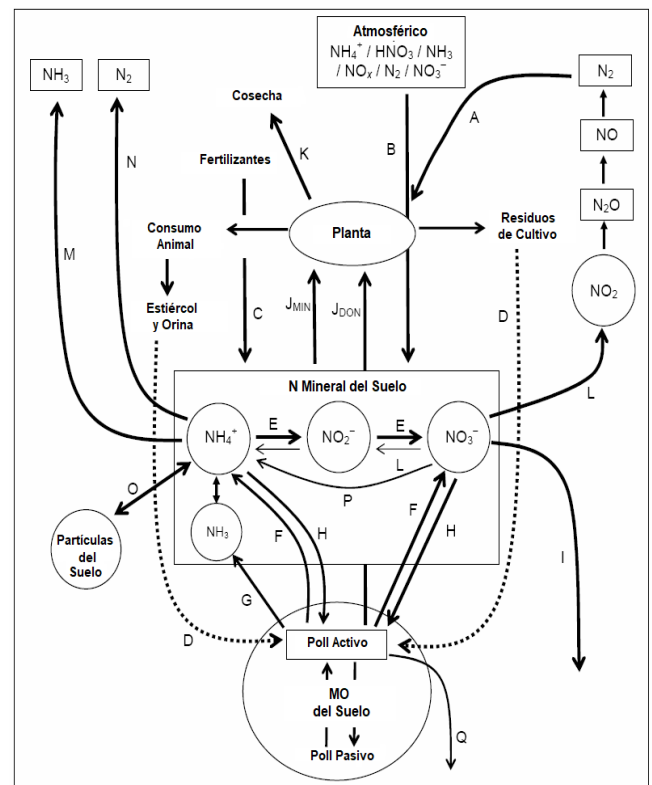
Keywords: model, nitrogen, soil

INTRODUCCIÓN

En suelos agrícolas, los cambios en los sistemas de producción y la incorporación de unidades de suelo con baja capacidad para esta actividad han dado lugar a la degradación de este recurso y extracción elevada de nutrientes, debido a incrementos en la producción de cultivos más atractivos económicamente (Ackermann y Gasparri, 2011). El nitrógeno es el elemento del suelo más absorbido por los cultivos y en consecuencia, es el que se encuentra en menor cantidad disponible para la mayoría de los cultivos de todas partes del mundo (Galloway *et al.*, 2008; Havlin *et al.*, 2005)). Los procesos del suelo que inciden en que las formas disponibles de este nutriente ($N-NO_3^-$ y $N-NH_4^+$) no sean aprovechadas por los cultivos en su totalidad son las pérdidas por volatilización y desnitrificación (conversión a NH_3, N_2O, N_2), lixiviado, en donde el $N-NO_3^-$ se pierde por lavado del suelo, inmovilización del N (transformación de nitrógeno inorgánico o mineral en nitrógeno orgánico por microorganismos del suelo) y fijación de N a las arcillas.

Debido a la complejidad del sistema suelo, se han desarrollado diferentes métodos que contemplan mecanismos que rigen la dinámica de los nutrientes en este sistema con el fin de hacer un uso eficiente de los recursos y reducir las emisiones y pérdidas de nutrientes del suelo. La dinámica del nitrógeno en el suelo se puede describir mediante un modelo de simulación conformado por un conjunto de ecuaciones que relacionan las variables del sistema en el balance del nitrógeno definido en el espacio y en el tiempo. Para ello se evalúan los flujos de masa de N en el sistema mediante la medición y estimación de diferentes parámetros físicos, químicos, biológicos y climáticos. Dentro del ciclo del N en el suelo los ingresos están constituidos

por la aplicación de fertilizantes, abonos, fijación biológica y deposición atmosférica, mientras que las salidas están representadas por la extracción de N por los cultivos, pérdidas de N por lixiviación, desnitrificación y volatilización del amonio (Figura 1). En el suelo queda un remanente del nitrógeno, en distintas etapas de degradación.



- A Fijación de N simbiótica y no simbiótica
- B Deposition seca y humedad
- C Fertilización Mineral
- D Fertilización orgánica
- E Nutrición
- F Mineralización
- G Amonificación
- H Inmovilización
- I Lixiviación del N mineral
- J Consumo de N mineral y N orgánico disuelto
- K N removido del suelo por cosecha
- L Desnitrificación
- M Volatilización
- N Oxidación anaeróbica del NH_4^+
- O Fijación del NH_4^+ y desorción
- P Reducción del NO_3^- a NH_4^+ y desorción
- Q Lixiviación del N orgánico disuelto

Figura 1. Ciclo del nitrógeno en el suelo. Stark y Richards (2008)

El objetivo de este trabajo fue desarrollar un modelo que permita integrar el estado del conocimiento de los mecanismos que regulan los distintos procesos relacionados con el balance del nitrógeno en el suelo y sirva de base para la extrapolación en la determinación de la disponibilidad del nutriente y lixiviado de nitratos.

Las principales dificultades para este estudio son la elección de la red de compartimentos específicos que conforman el sistema suelo y la estimación de las tasas de decaimiento nitrógeno en cada compartimiento. Se han propuesto varias estructuras de red, que van desde modelos sencillos de uno o dos compartimentos, hasta complejos en donde coexisten compartimentos acoplados en serie, paralelo y con retroalimentación (Manzoni *et al.*, 2009). Los modelos más simples generalmente son utilizados en evaluaciones a largo plazo, a mayor escala o donde los datos de calibración son limitados. Los valores de las tasas de descomposición se han relacionado con las características físicas y químicas de los sustratos y las características edafoclimáticas del sistema (Acosta *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2008; Hui y Jackson, 2009), pero también dependen de la estructura del modelo (Derrien y Amelung, 2011). Por lo tanto, en este trabajo se planteó la evaluación de la dinámica del nitrógeno en un suelo Lacustrino y un suelo Aluvial de Venezuela mediante el acoplamiento de cuatro compartimentos en serie en donde se describen los procesos de mineralización del nitrógeno orgánico (N orgánico) y nitrificación del N amoniacal acompañadas de las pérdidas del N del sistema por volatilización y lixiviación. La selección de estos modelos se realizó con base a los resultados obtenidos por Manzoni *et al.* (2009) en la evaluación de ocho modelos diferentes de degradación de la materia orgánica del suelo, en donde los modelos con compartimentos en serie con y

sin retroalimentación, se encuentran entre los que mostraron un buen ajuste de la data experimental, tanto para sustratos con tiempo de vida conocida, como para mezcla de sustratos en diferentes estados de degradación.

METODOLOGÍA

Localización

El estudio se realizó para dos suelos derivados de sedimentos aluviales y lacustres, ubicados en la cuenca del Lago de Valencia, Venezuela, previamente cultivados con caña de azúcar. Ambos suelos son de textura franca. El suelo aluvial se originó de sedimentos del Río Güey y se ha clasificado como Fluventic Haplustepts (Viloria *et al.*, 1998). Este suelo está ubicado en el campo experimental del Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA), estado Aragua (W 67°36'28''-N 10° 17'07'') a 461 m.s.n.m, con bajo contenido de materia orgánica y de moderada a imperfectamente drenado. El suelo lacustre, clasificado como Typic Ustifluent carbonático, isohipertérmico está ubicado en la Estación Experimental Samán Mocho de la Facultad de Agronomía de la Universidad Central de Venezuela, estado Carabobo (W 67° 52' -N 10°06'') a 420 m.s.n.m). Es un suelo bien drenado y con alto contenido de materia orgánica (Marcano y Elizalde, 2012; Ramones *et al.*, 1984 y Carrión, 1994).

Características de los suelos

La investigación se hizo en un ensayo en invernadero con columnas de suelo sin disturbar de 20x60 cm en diámetro y longitud, en donde se evaluó la influencia de la aplicación de tres dosis de urea (0, 125 y 250 kg de N.ha⁻¹) sobre el contenido de nitrógeno en los suelos descritos anteriormente (Marcano y Elizalde, 2014). El

montaje se realizó por triplicado. Las características físicas y químicas de estos suelos se muestran en la Tabla 1.

Durante un período cinco meses, el suelo lacustre se mantuvo cerca de su capacidad máxima de retención de agua mediante aplicación de una lámina de agua de 1,11 cm (350 mL) a cada una de las columnas.

Tabla 1. Características de los suelos utilizados para la corrida del modelo

Propiedad	Unidad	Suelo Aluvial	Suelo Lacustre
pH	Unidad	6,7	7,9
CE	dSm ⁻¹	0,09	0,37
CO	% peso	0,74	3,61
CIC	cmol.kg ⁻¹	9,1	18,6
N-total	% peso	0,0484	0,3258
CaCO ₃ equiv	% peso	4,6	44
EPT	% volumen	39	68
EP>15µm	% volumen	6	22
Conductividad hidráulica	cm.h ⁻¹	0,003	6,9
Densidad aparente	Mg.m ⁻³	1,59	0,51
Materia orgánica	%	1,28	6,25
Relación C/N		15,28	11,08

Fuente: Marcano y Elizalde, 2012.

Esta se aplicó cada 3 días para llegar a una lámina acumulada de 55,7 cm en 50 aplicaciones. En el suelo aluvial durante un período de cuatro meses, se aplicó, cada nueve días para llegar a una lámina acumulada de 16,7 cm en 15 aplicaciones. Las diferencias en la frecuencia de riego y en las láminas aplicadas, se debieron a las diferencias en las propiedades hidráulicas de los suelos. Después de cada riego, se determinó el volumen lixiviado y se acumuló el lixiviado de las tres replicaciones para obtener una muestra compuesta, en la que se identificaron y cuantificaron las diferentes formas de N lixiviadas en cada riego (Marcano y Elizalde, 2012). También se determinó el contenido de N total, N orgánico, N inorgánico al inicio y al final del experimento.

Modelo matemático

El modelado de la dinámica del nitrógeno en el suelo parte el enfoque de van Keulen y Seligman (1987) quienes establecieron que los nutrientes están disponibles a través de la descomposición de material orgánico basado en una cinética de primer orden. Para el estudio, el suelo está conceptualizado como un sistema que contiene cuatro compartimientos identificados como X₁ (N_{orgánico}), X₂ (N_{amoniacal}), X₃ (N_{nitrito}) y X₄ (N_{nitrato}) conectados en serie por flujos de masa que representan la transformación secuencial del nitrógeno contenido en la materia orgánica del suelo y el aportado por la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Los contenidos de nitrógeno están expresados en kg.ha⁻¹. Los compartimientos estructurales del modelo y los flujos involucrados se muestran en la figura 2.

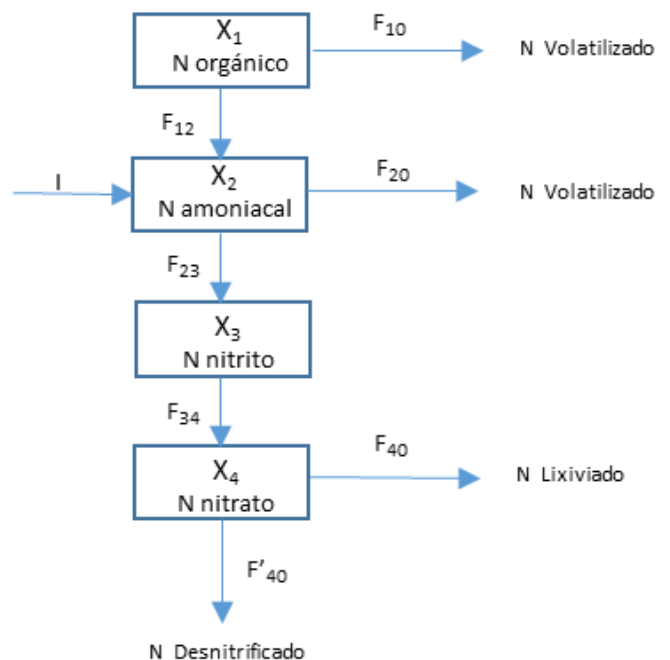


Figura 2. Diagrama de bloques del flujo de nitrógeno en un suelo agrícola de Venezuela

La transferencia de nitrógeno entre los compartimientos se denota F_{ij} , i el compartimiento donador y j el compartimiento receptor. En el modelo se considera como única entrada de nitrógeno al sistema la aplicación de fertilizante nitrogenado (I). Este ingresa al compartimiento de N_{mineral} . En $t=0$, $X_1(0)$ es el contenido de N que aporta la materia orgánica del suelo y $X_2(0)$ es la cantidad de N disponible en el suelo. Las salidas de N del sistema están dadas por los procesos de volatilización (F_{10}) y (F_{20}), lixiviación (F_{40}) y desnitrificación (F'_{40}). Los valores de las entradas, salidas y flujos internos se expresan en kilogramos por hectárea por año.

Formulación matemática

El equilibrio de masa en cada compartimiento de nitrógeno está formulado mediante un sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias. Los flujos de masa entre cada compartimiento se describen a continuación.

flujo de entrada

Fertilizante nitrogenado (I)

Para estimar la cantidad de fertilizante a aplicar al suelo se requiere información del contenido de N disponible, la cantidad que extrae el cultivo y la eficiencia del fertilizante (ecuación 1). El contenido de N disponible en el suelo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), se determinó multiplicando el N orgánico total que se obtiene del análisis experimental, por un factor que considera la relación C/N en el suelo, la densidad aparente y profundidad de muestreo del suelo (Kass, 1996). Los requerimientos de N por cultivo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y la eficiencia del fertilizante aplicado, se tomaron de Kass (1996). Los valores señalados consideran los

parámetros de suelo y condiciones climáticas.

$$N_F = \frac{N_d - N_c}{e} \quad (1)$$

Donde:

N_F : cantidad de nitrógeno requerido ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)

N_d : N disponible en el suelo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)

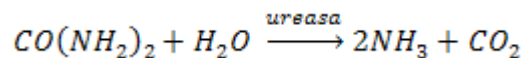
N_c : N que extrae el cultivo ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$)

e : eficiencia

La cantidad de fertilizante nitrogenado por aplicar (ecuación 2) se determina a partir de la cantidad de N requerido y el factor F_f que considera el contenido de N en el fertilizante.

$$F_N = N_F \cdot F_f \quad (2)$$

En el modelo, el fertilizante considerado fue urea, en donde el N -amido es hidrolizado rápidamente a través de la actividad de la enzima ureasa, que se encuentra en la superficie del suelo.



La mayor parte del N orgánico aportado por el fertilizante no está disponible para la planta, y es inicialmente convertido a amonio NH_4^+ . El proceso de amonificación se describe mediante una ecuación cinética de primer orden (ecuación 3)

$$I = K_{an} \cdot F_n \quad (3)$$

En donde K_{an} es la tasa de amonificación (año^{-1}).

Flujos internos

Mineralización, F_{12}

La reserva de nitrógeno orgánico está asociada a la fracción inerte o humus del

suelo y a la fracción lábil asociada a la incorporación de residuos de cultivos y estiércol. Ambas están representadas por el compartimiento N-orgánico. La descomposición de las fracciones inerte (F_{01}) y lábil (F_{12}) se representan por las ecuaciones 4 y 5.

$$F_{01} = K_{m0} \cdot X_1 \quad (4)$$

$$F_{12} = K_m \cdot X_1 \quad (5)$$

En donde K_{m0} y K_m son las tasas de descomposición del contenido de N en la materia orgánica inerte y lábil, respectivamente expresadas en (año^{-1}) y X_1 es el contenido de nitrógeno en compartimiento N_{organico} ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Nitrificación (F_{23} y F_{34})

La transformación de N amoniacal a N nitrito y luego, de N nitrito a N nitrato se puede describir mediante una cinética de primer orden de acuerdo con las ecuaciones 6 y 7.

$$F_{23} = K_{an} \cdot X_2 \quad (6)$$

$$F_{24} = K_{no} \cdot X_3 \quad (7)$$

En donde, K_{an} y K_{no} son las tasas de conversión de amonio a nitrito y de nitrito a nitrato, respectivamente (año^{-1})

Flujos de salida

Volatilización (F_{10} y F_{20})

Los flujos de nitrógeno que se pierden a la atmósfera como NH_3 , se determinaron según las ecuaciones 8 y 9.

$$F_{10} = K_{v1} \cdot X_1 \quad (8)$$

$$F_{20} = K_{v2} \cdot X_2 \quad (9)$$

En donde K_{v1} y K_{v2} son las tasas de volatilización (año^{-1}).

Lixiviación (F_{40})

La liberación de nitratos causada por el flujo de agua a través de las columnas de suelo se describe mediante la ecuación 10. Para cada suelo, se determinó en forma experimental la concentración de NO_3^- y NH_4^+ en el volumen de lixiviado recolectado en el transcurso del ensayo.

En el modelo se hizo el ajuste de la data experimental a la ecuación planteada con la finalidad de determinar la tasa de lixiviación en el suelo.

$$F_{40} = K_l \cdot X_4 \quad (10)$$

En donde X_4 es el contenido de nitrógeno en compartimiento N nitrato ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) y K_l la tasa de lixiviación (año^{-1}).

Desnitrificación (F'_{40})

El N en forma de nitrato que se convierte a N_2O y N_2 (F_{36}), se determinó según la ecuación 11.

$$F'_{40} = K_{dn} \cdot X_4 \quad (11)$$

En donde K_{dn} es la tasa de desnitrificación (año^{-1}).

Compartimientos

En la tabla 2 se muestran las ecuaciones de los balances de masa de N en cada uno de los compartimientos del suelo (ecuaciones 12 a 15). Las constantes K expresan la tasa de decaimiento para cada proceso.

Para resolver el sistema de ecuaciones diferenciales se utilizó el método de Runge-Kutta (Burden y Faires, 2002) y la data de los suelos seleccionados para el estudio.

Tabla 2. Ecuaciones de balance de masa de N en compartimientos del suelo

Forma de N	Ecuación de balance de masa
N orgánico	$\frac{dX_1}{dt} = K_{mo}X_1(t) - K_mX_1(t) - K_{v1}X_1(t)$ (12)
N amoniacal	$\frac{dX_2}{dt} = I + K_mX_1(t) - K_{v2}X_2(t) - K_{an}X_2(t)$ (13)
N itrito	$\frac{dX_3}{dt} = K_{an}X_2(t) - K_{no}X_3(t)$ (14)
N itrato	$\frac{dX_4}{dt} = K_{no}X_3(t) - K_{dn}X_4(t) - K_lX_4(t)$ (15)

Calibración

Para la calibración del modelo se utilizó la información del contenido inicial y final de N orgánico, inorgánico y total. Además, para el suelo lacustre se tenían cincuenta (50) mediciones del contenido de N lixiviado en un período de estudio de cinco meses y para el aluvial, quince (15) mediciones en un lapso de tres meses. En la Tabla 3 se muestran los parámetros de referencia de otros estudios, y que fueron considerados en la fase preliminar de calibración del modelo. No se encontró referencia bibliográfica con respecto a la tasa de lixiviación de nitratos en suelos

Tabla 3. Parámetros de referencia utilizados en el modelo de dinámica de nitrógeno en suelos

Parámetro	Definición	Unidad	Valor	Fuente
K_{mo}	Tasa de mineralización	año ⁻¹	0,02 - 18	Manzoni et al., 2012
K_{an}	Tasa de amonificación	año ⁻¹	15,1	Stanford et al., 1973
K_n	Tasa de nitrificación	año ⁻¹	0,41	Novotny y Olem, 1994
K_v	Tasa volatilización	año ⁻¹	0,19 - 0,35	Manzoni et al., 2012
K_{dn}	Tasa desnitrificación	año ⁻¹	157 - 368	Misra et al., 1974

La evaluación de la calidad de ajuste de los valores arrojados por el modelo a la data experimental se realizó a partir del índice de desempeño de la eficiencia de modelamiento (E) propuesto por Moriasi *et al.* (2007) (Tabla 4), y la eficiencia de modelamiento según la ecuación 16

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_i \text{ simulado} - x_i \text{ experimental})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i \text{ experimental} - \bar{x}_i \text{ experimental})^2} \quad (16)$$

En donde n es el número de muestras, x_i es la cantidad de nitrógeno lixiviado y \bar{x}_i es la cantidad promedio de nitrógeno lixiviado.

Tabla 4. Índice de desempeño de la eficiencia de modelamiento (E)

Índice de desempeño	Rango de E
Muy bueno	0,75 < E ≤ 1
Bueno	0,65 < E ≤ 0,75
Satisfactorio	0,50 < E ≤ 0,65
Insatisfactorio	E ≤ 0,50

Fuente: Moriasi et al., 2007

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Suelo Lacustrino

En la Tabla 5 se muestra el balance de nitrógeno obtenido tanto a nivel experimental como el simulado por el modelo. La concentración de N total en el sistema depende de la suma de los contenidos de N en cada uno de los compartimientos considerados.

Tabla 5. Balance de masa de nitrógeno en suelo lacustrino bajo riego. Período de estudio: cinco meses.

N	Dosis de N aplicado al suelo (kg.ha ⁻¹)					
	Experimental			Simulado		
	0	125	250	0	125	250
E						
O	9613	9728	9840	9613	9728	9840
I	649	649	649	649	649	649
Total	10262	10377	10489	10262	10377	10489
P						
V	2663	4496	6663	2660	4496	6662
L	139	139	117	140	139	116
DN.	413	376	403	416	376	401
Total	3215	5011	7183	3212	5011	7180
R						
O	6950	5232	3177	6949	5233	3178
I	97	134	130	98	131	129
Total	7047	5366	3307	7047	5364	3306
Total N Sistema	10262	10377	10489	10259	10376	10486

N: forma de nitrógeno; E: entrada, O: orgánico, I: inorgánico, P: pérdidas, V: volatilizado, L: lixiviado, DN: desnitrificado, R: remanente

En la obtención de los resultados se realizó la adaptación de la simulación a los valores iniciales y finales de N orgánico y N inorgánico en el sistema, y a la cantidad de N lixiviado durante el ensayo.

Durante la calibración del modelo se determinó que las tasas de mineralización de la materia orgánica (MO) inerte, volatilización¹, lixiviación y desnitrificación son dependientes del tiempo y de la cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado, por lo que experimentan un cambio en todo el período de estudio evaluado. Para cuantificar este efecto, en la primera se consideró un modelo no lineal, y para las últimas un modelo lineal. El resto de las tasas de decaimiento se lograron ajustar a un parámetro único dependiente sólo de la dosis de fertilizante aplicado (Tabla 6).

En el estudio se pudo observar que el efecto de la aplicación de urea en los suelos fue

incrementar el porcentaje de N orgánico removido del sistema por volatilización y la cantidad de N inorgánico que permanece en el suelo.

El N orgánico removido fue de 27% para el suelo con riego y sin fertilización, y entre 47% y 68% para los suelos con riego y dosis de 125 y 250 kgN.ha⁻¹ respectivamente.

Este comportamiento se refleja en el incremento de la tasa de volatilización y de mineralización de la MO lábil obtenida en la calibración del modelo (Tabla 6) debido a la incorporación de una dosis mayor de fertilizante y se compara con los obtenidos por Terry et al., (1978), quienes estimaron que cantidades significativas de N amoniacal (entre 11% y 60%) pueden perderse por aplicación de estiércol, condiciones de manejo o uso de fertilizantes.

Tabla 6. Parámetros ajustados para el modelo de nitrógeno en suelo lacustrino

Parámetro	Definición	Unidad	Calibrado (Dosis)		
			0	125	250
K_{mo}	Tasa de mineralización MO inerte $K_{mo} = a_0 \cdot t$	año ⁻¹	$a_0 = 0,0025$	$a_0 = 0,0025$	$a_0 = 0,0025$
K_m	Tasa de mineralización de MO lábil	año ⁻¹	0,013	0,025	0,028
K_{v1}	Tasa volatilización 1 de NH ₃ $K_{v1} = \beta \cdot e^{-\alpha \cdot t}$	año ⁻¹	$\beta = 1,560$ $\alpha = 3,668$	$\beta = 2,569$ $\alpha = 2,853$	$\beta = 3,666$ $\alpha = 1,428$
K_{an}	Tasa de amonificación	año ⁻¹	0,020	0,020	0,020
K_{v2}	Tasa volatilización 2 de NH ₃	año ⁻¹	4,500	4,610	5,218
K_{dn}	Tasa de nitrificación NH ₃ -NO ₂	año ⁻¹	0,430	0,650	0,946
K_{no}	Tasa de nitrificación NO ₂ -NO ₃	año ⁻¹	7,8	4,7	4,1
K_{dn}	Tasa desnitrificación $K_{dn} = a_1 \cdot t$	año ⁻¹	$a_1 = 17,2$	$a_1 = 16,61$	$a_1 = 23,6$
K_l	Tasa de lixiviación $K_l = a_2 \cdot t$	año ⁻¹	$a_2 = 5,8$	$a_2 = 6,15$	$a_2 = 6,83$

Los valores de la tasa de amonificación calibrados permanecieron constantes, lo cual sugiere un dominio del proceso de mineralización y volatilización de N durante el período de estudio.

Con respecto al análisis del N inorgánico, no se observó diferencias significativas entre las cantidades de N retenido en los distintos tratamientos. La cantidad de N inorgánico retenida por el suelo pasó de un 14% en el suelo sin fertilizar, a 21% en los suelos fertilizados con las dosis de 125 y 250 kgN.ha⁻¹.

De igual manera, el origen de N lixiviado fue inorgánico, la cantidad en los tres tratamientos estuvo entre 17-21% y no se observaron diferencias significativas entre los valores determinados.

La baja movilidad del NH₄⁺ en el suelo se debe a que es retenido por las partículas del suelo, lo que explicaría su ausencia en el lixiviado. Esto difiere de lo que se observa en suelos de textura arenosa y climas lluviosos, en donde se observa NH₄⁺ en el lixiviado (Havlin et al., 2005).

Los valores de N lixiviado simulados guardan relación con los obtenidos a nivel experimental. Estos se muestran en la figura 3, mientras que la eficiencia del modelamiento en la Tabla 7.

En general se puede observar muy buen ajuste de la data experimental al modelo, la cual se refleja en las diferencias entre los valores promedio y en los valores de la eficiencia de modelamiento (E).

El mejor ajuste se obtuvo para el suelo lacustre bajo riego con una dosis de 125 kg.ha⁻¹ de urea, condición bajo la cual se obtuvo que la mayor pérdida de N por lixiviación fue de 63,9 kg N.ha⁻¹.año⁻¹.

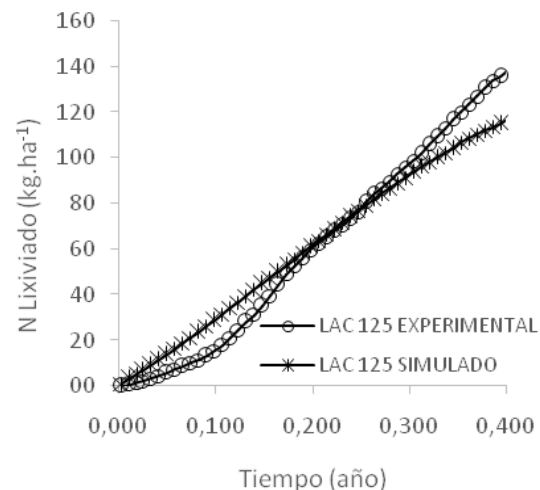
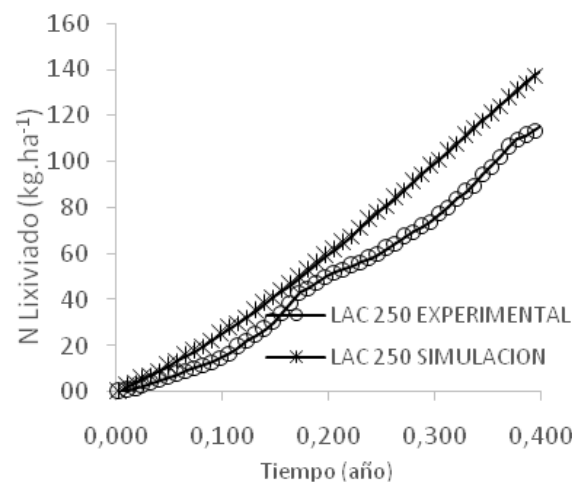
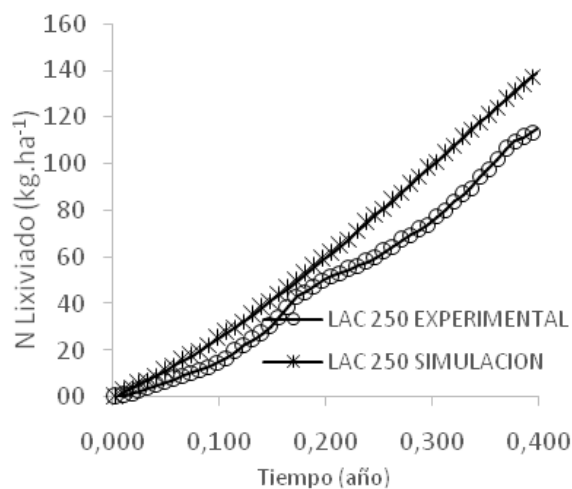


Figura 3. Nitrógeno lixiviado en Suelo Lacustre con los tratamientos de 0,125 y 250 kg.ha⁻¹ de urea. Valores experimentales y simulados por el modelo

Tabla 7. Nitrógeno lixiviado promedio (N lixiviado) experimental y simulado, y eficiencia de modelamiento (E). Suelo lacustrino

Dosis de N	N lixiviado		
	Experimental	Simulado	E
0	65,683	61,515	0,976
125	60,813	63,895	0,990
250	49,979	61,002	0,884

En este suelo la cantidad de N lixiviado fue mayor que la obtenida por Jensen et al. (1994) en suelos de textura franca y Diekkrüger et al. (1995), en suelos de textura franco arenosa (19,75 kg N.ha⁻¹.año⁻¹). Este último estudio fue realizado mediante una simulación con el Modelo DAIYSI (Hansen et al., 1990).

Con la finalidad de medir el riesgo por la cantidad de N lixiviado que se genera se consultaron escalas de riesgo en base a valores referenciales de vulnerabilidad a procesos de lixiviación, y en consecuencia a

impactos negativos sobre la calidad de cuerpos de agua.

De Paz et al. (2009) establecieron en su estudio una clasificación cualitativa para los riesgos de lixiviación de NO₃⁻ donde el nivel bajo de lixiviación se encontró en el rango de 0 a 25 kg N ha⁻¹ año⁻¹, el medio de 25 a 50 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y el alto mayor a 50 kg N ha⁻¹ año⁻¹. De acuerdo con esta escala, el riesgo de lixiviación de NO₃⁻ en este suelo es alto.

Suelo aluvial

En la Tabla 8 se muestra el balance de nitrógeno en el suelo aluvial, obtenido a nivel experimental y por simulación con el modelo desarrollado. Se puede observar que el efecto de la aplicación de urea en este suelo fue la de aumentar el contenido de N orgánico retenido en el sistema y por lo tanto, disminuir el porcentaje de N orgánico que se pierde por volatilización.

Tabla 8. Balance de masa de nitrógeno en suelo aluvial bajo riego. Periodo de estudio: cuatro meses.

Forma de N	Dosis de N aplicado al suelo (kg.ha ⁻¹)					
	Experimental			Simulado		
Entrada	0	125	250	0	125	250
Orgánico	4553	4667	4779	4553	4667	4779
Inorgánico	70	70	70	70	70	70
Total	4623	4737	4849	4623	4737	4849
Pérdidas						
Volatilización	3673	789	1285	3520	609	1069
Lixiviación	10	19	22	9	19	21
Desnitrificación	-153	-181	-219	0	0	0
Total	3530	627	1088	3529	628	1090
Remanente						
Orgánico	880	3877	3493	879	3877	3491
Inorgánico	214	233	268	213	233	266
Total	1093	4110	3761	1092	4110	3757
Total N sistema	4623	4737	4849	4621	4738	4847

El N orgánico retenido pasó de 19,3% en el suelo con riego sin fertilización, a 83% y 73% en los suelos con riego y dosis de 125 y 250 kgN.ha⁻¹ respectivamente. El factor riego aumentó la pérdida de N orgánico en el suelo sin fertilización, pero la adición del fertilizante redujo cinco veces las pérdidas en el suelo con la dosis de 125 kgN.ha⁻¹ y tres veces en el suelo con la dosis de 250 kgN.ha⁻¹.

Este comportamiento se refleja en la disminución de los valores de las tasas de mineralización y volatilización en el suelo (Tabla 9) obtenidas durante la simulación, las cuales están relacionadas con el riego y la cantidad de fertilizante nitrogenado empleado. En todos los tratamientos la cantidad de N inorgánico retenido en el suelo fue mayor al final del ensayo y las pérdidas de N inorgánico fueron nulas. Se atribuye como factor responsable de este comportamiento al riego, debido a que favoreció el proceso de mineralización de la

MO del suelo y el proceso de amonificación. La cantidad de N inorgánico lixiviado fue mayor en los suelos con riego y dosis de urea de 125 y 250 kgN.ha⁻¹ (27% y 31% respectivamente), que en el suelo con riego sin fertilización (14%). Este comportamiento se refleja en los valores de las tasas de lixiviación obtenidas en la calibración del modelo.

Cabe destacar que durante la calibración del modelo los parámetros considerados aportan valores con un significado físico y no sólo matemático, como se muestran en los valores experimentales de la cantidad de N inorgánico perdido del sistema. El riego y el incremento en la dosis de fertilizante utilizado favorecieron el proceso de percolación de nitratos en el suelo y por lo tanto generó una mayor cantidad de N lixiviado; mientras que en el suelo con riego y sin fertilización prevaleció el proceso de evapotranspiración, y en consecuencia las pérdidas de N orgánico.

Tabla 9. Parámetros ajustados para el modelo de nitrógeno en suelo aluvial

Parámetro	Definición	Unidad	Calibrado (Dosis)		
			0	125	250
K_{mo}	Tasa de mineralización MO inerte $K_{mo} = a_0 \cdot t$	año ⁻¹	$a_0 = 0,64$	$a_0 = 0,10$	$a_0 = 0,09$
K_m	Tasa de mineralización MO labil	año ⁻¹	0,37	0,13	0,075
K_{v1}	Tasa volatilización 1 de NH ₃ $K_{v1} = \beta \cdot e^{-\alpha \cdot t}$	año ⁻¹	$\beta = 5,000$ $\alpha = 0,138$	$\beta = 0,954$ $\alpha = 4,980$	$\beta = 1,625$ $\alpha = 4,680$
K_{an}	Tasa de amonificación	año ⁻¹	0,1	0,13	0,15
K_v	Tasa volatilización 2 de NH ₃	año ⁻¹	0,141	0,01	0,255
K_{an}	Tasa de nitrificación NH ₃ -NO ₂	año ⁻¹	4,38	4,2	4,05
K_{no}	Tasa de nitrificación NO ₂ -NO ₃	año ⁻¹	2,6	2,4	2,2
K_{dn}	Tasa desnitrificación $K_{dn} = a_1 \cdot t$	año ⁻¹	$a_1 = 0,0001$	$a_1 = 0,0001$	$a_1 = 0,0001$
K_l	Tasa de lixiviación $K_l = a_2 \cdot t$	año ⁻¹	$a_2 = 0,36$	$a_2 = 0,678$	$a_2 = 0,635$

En general, los valores de N lixiviado que arroja el modelo son relativamente bajos, siendo el menor valor de 5,67 kg N.ha⁻¹.año⁻¹ en el suelo sin fertilización y 9,6 kg N. ha⁻¹.año⁻¹ el valor más alto en el suelo con la

dosis de 250 kgN.ha⁻¹ urea, lo cual sugiere una disponibilidad alta de N en ese suelo.

En la figura 4 se muestran los valores de N lixiviado obtenidos a nivel experimental y los

valores de N lixiviado simulados con el modelo durante un lapso de estudio de cuatro meses, para el suelo aluvial bajo riego y dosis de 0, 125 y 250 kgN.ha⁻¹ de urea.

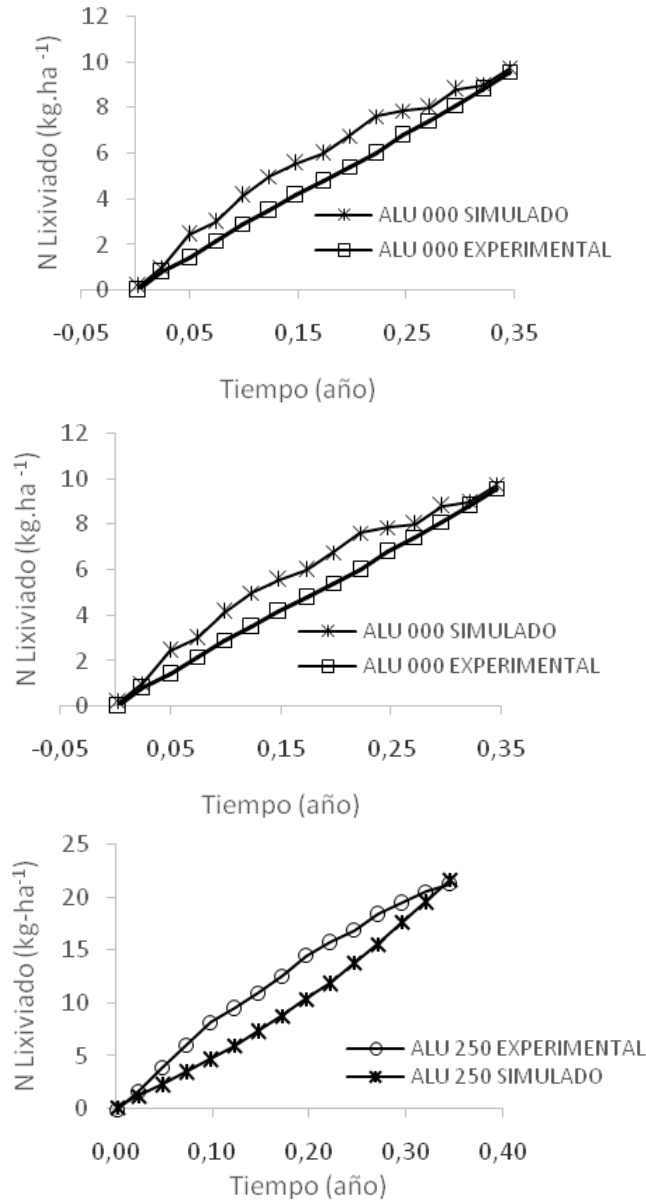


Figura 4. Nitrógeno lixiviado en suelo aluvial con los tratamientos de 0,125 y 250 kg.ha⁻¹. Valores experimentales y valores simulados por el modelo

En la Tabla 10 se muestran los contenidos de N lixiviado promedio obtenidos a nivel experimental y simulados, así como la

eficiencia del modelamiento para las distintas dosis de fertilizante nitrogenado utilizado.

Tabla 10. Contenido promedio de nitrógeno lixiviado (N lixiviado) experimental y simulado, y eficiencia de modelamiento (E) para los distintos tratamientos aplicados al suelo aluvial

Dosis de N	N Lixiviado		
	Experimental	Simulado	E
0	4,78	5,67	0,87
125	9,95	8,57	0,91
250	12,00	9,64	0,83

En general se puede catalogar el ajuste de la data experimental a la data simulada como muy bueno, según los valores del índice de eficiencia de modelamiento (E) (Moriasi et al., 2007) obtenido para cada uno de los tratamientos. El mejor ajuste se obtuvo para el suelo aluvial bajo riego con una dosis de 125 kg.ha⁻¹ de urea. La mayor cantidad de N perdida por lixiviación fue de 9,64 kg N.ha⁻¹.año⁻¹, para el suelo con dosis de 250 kg.ha⁻¹ de urea. Este resultado se compara con el obtenido por Jensen et al., (1994) de 9,75 kg N.ha⁻¹.año⁻¹ cuando al suelo se le aplicó fertilización mineral y precipitación promedio menor a 800 mm, bajo el cultivo con cereales.

Con respecto a la cantidad de N lixiviado, de acuerdo con los valores referenciales de vulnerabilidad a procesos de lixiviación establecidos por De Paz et al. (2009) el riesgo de lixiviación de NO₃⁻ en este suelo es bajo.

CONCLUSIONES

El modelo desarrollado en este estudio es capaz de simular los procesos mineralización, nitrificación, volatilización y lixiviación de nitrógeno en los suelos lacustre y aluvial de Venezuela, ya que los datos simulados se ajustaron a la tendencia

general de la data observada en ambos suelos, durante el período de estudio evaluado.

Mediante el modelo se puede predecir el riesgo de lixiviación de nitratos en ambos suelos. En el suelo lacustre el riesgo de lixiviación de NO_3^- es alto, mientras que en el suelo aluvial es bajo. La eficiencia de modelamiento fue mayor a 0,75.

RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar trabajos de campo en donde se midan una mayor cantidad de datos climáticos (temperatura del suelo, temperatura del aire, precipitación), textura del suelo y que contemplen diferentes condiciones de manejo del suelo (labranza, siembra, fertilización, riego, cosecha) con la finalidad de evaluar el efecto de una mayor cantidad de variables sobre la disponibilidad de N en el suelo y las pérdidas de nitrato por lixiviación.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Ackermann, P. y Gasparri, N. (2011). Efecto de la intensidad de uso agrícola del suelo sobre el balance nitrógeno, fósforo y potasio. Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Uruguay. Tesis

Acosta, Y., Paolini, J. y Benitez, E. (2004). Índice de humificación y prueba de fitotoxicidad en residuos orgánicos de uso agrícola potencial. Rev. Fac. Agron.

Burden, R. y Faires, J. (2002). Análisis numérico. 7ª. Ed, Thomson Learning, pp 277-282.

Carrión, G. (1994). Caracterización y valoración de las propiedades físicas de las unidades de suelo de la Estación Experimental Samán Mocho (Estado

Carabobo). Trabajo Especial de Grado. Facultad de Agronomía. Universidad Central de Venezuela.

De Paz, J., Delgado, J., Ramos, C., Shaffer, M. y Barbarick, K. (2009). Use of new GIS nitrogen index assessment tool for evaluation of nitrate leaching across a Mediterranean region. *Journal of Hydrology* 365:183-194.

Derrien, D. y Amelung, W. (2011). Computing the mean residence time of soil carbon fractions using stable isotopes: impacts of the model framework. *European Journal of Soil Science* 62: 237-252.

Diekkrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K. y McVoy, C., (1995). Validity of agroecosystems models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81: 3-29.

Galloway, J., Townsend, A., Erismann J., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J., Martinelli, L., Seitzinger, S. y Sutton, M. (2008). Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320: 889-892.

Hansen, S., Jensen, H., Nielsen, N. y Svendsen, H. (1990). DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report N°10. The National Agency for Environmental Protection, Copenhagen, Denmark.

Havlin, J., Beaton, J., Tisdale, S. y Nelson, W. (2005). Soil Fertility and Fertilizers: an introduction to nutrient management. 8th Edition Pearson, Inc. Upper Saddle River. New Jersey. USA. 528 p.

Hui, D. y Jackson, R. (2009). Assessing interactive responses in litter

decomposition in mixed species litter. *Plant and Soil* 314: 263-271.

Jensen, C., Stougaard, B. y Ostergaard, H. (1994). Simulation of nitrogen dynamics in farmland areas of Denmark. *Soil use and Management* 10: 111-118.

Kass, D. (1996). Fertilidad de Suelos. Editorial EUNED, San José, Costa Rica. 272 p.

Manzoni, S., Katul, G. y Porporato, A. (2009). Analysis of soil carbon transit time and age distributions using network theories. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 114, G04025.

Manzoni, S., Piñeiro G., Jackson, R., Jobbágy E., Kim, J., y Porporato A. (2012). Analytical models of soil and litter decomposition: Solutions for mass loss and time-dependent decay rates. *Soil Biology and Biochemistry*, 50:66-76

Marcano, L. y Elizalde, G. (2014) Efecto de la aplicación de urea sobre el contenido de nitrógeno, en dos suelos de la cuenca del Lago de Valencia (Venezuela). *Revista Ingeniería y Sociedad UC*. Vol 9, No 2. Pp.140-155.

Misra, C., Nielsen, D. y Biggar, J. (1974). Nitrogen transformation in soil during leaching: III-Nitrate reduction in soil. *Soil. Sci. Am. Proc.*, 38:300-304.

Moriasi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R. y Veith, T. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transaction of ASABE* 50(3): 885-900.

Novotny, V. y Olem, H. (1994). *Water Quality. Prevention, Identification, and*

Management of Diffuse Pollution. Van Nostrand Reinhold, New York: 310-378.

Ramones, A., Borges, R., y Roseliano, M. (1984). Los suelos de la Estación Experimental "Samán Mocho" (Estudio Agrológico Espacial). Trabajo de Grado, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela.

Stanford, G., Free, H. y Swaininger, D. (1973). Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization, *Soil Sci.* 115(4): 321:328

Stark, C. y Richards, K. (2008). The continuing Challenge of Agricultural Nitrogen Loss to the Environment in the Context of Global Change and Advancing Research. *Dynamic Soil, Dynamic Plant* 1: 1-12.

Terry, R., Nelson, D., Simons, L. y Meyer, G. (1978). Ammonia volatilization from wastewater sludge applied to soils. *J. WPCF* 50:2657-2665.

Van Keulen, H. y Seligman, N. (1987). Simulation of Water Use, Nitrogen Nutrition and Growth of Spring Wheat. Pudoc, Wageningen.

Viloria, J., Estrada, C. y Rey, J. (1998). SisdelaV: Sistema de Información de Suelos de la Depresión del Lago de Valencia, Venezuela. *VENESUELOS*. (6), Números 1-2, 2-9.

Zhang, D., Hui, D., Luo, Y. y Zhou, G. (2008). Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1:85-93.

Fecha de recepción: 23 de marzo de 2016

Fecha de aceptación: 17 de Mayo de 2017