

**VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA MINERALIZACIÓN
DE NITRÓGENO EN UN SUELO VOLCÁNICO DE LA
PROVINCIA DE ÑUBLE, VIII REGIÓN, CHILE**

**Spatial variability of nitrogen mineralization in a volcanic soil of Ñuble province,
VIII Region, Chile.**

Rodrigo Ortega B.^{1*} y Rogelio Mardonez O.²

ABSTRACT

The objective of this study was to characterize the spatial variability of N mineralization in a volcanic soil, corresponding to a mix of the Bulnes and Arrayan series (Typic Distrandept) of Ñuble Province, Chile, to determine the potential of site-specific N management from the soil N-supply standpoint. Intact soil samples, georeferenced with a differential global position system (DGPS) contained in PVC tubes (5 cm diameter by 12 cm length), with bags containing ion exchange resins were incubated *in situ*. The amounts of NO₃-N plus NH₄-N extracted from the soil were added to those extracted from the resin bags to determine N mineralized during the incubation periods. To determine NO₃-N, a methodology was adapted from Self and Rodriguez (1998). Through the use of geostatistical tools it was possible to adequately map the spatial variability of mineralized N in the two evaluation periods, as well as the total interval studied. Future studies of *in situ* N mineralization, for similar soils, should consider sampling intensities between 5 to 35 points ha⁻¹ to assure spatial dependence.

Key words: N mineralization, spatial autocorrelation, exchange resins, inorganic N analysis.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar la variabilidad espacial de la mineralización de N en un suelo volcánico, correspondiente a una mezcla de las series Bulnes y Arrayán (Typic Distrandept) de la provincia de Ñuble, Chile, para determinar el potencial del manejo sitio-específico de N, desde el punto de vista del suministro de N del suelo. Muestras de suelo intactas, georeferenciadas con un receptor de sistemas de posición global (GPS) con señal diferencial (DGPS), contenidas en tubos de polivinilclorado (PVC) (5 cm diámetro por 12 cm largo), con bolsas de resinas de intercambio iónico en su porción inferior, fueron incubadas *in situ*. Las cantidades de N-NO₃ y N-NH₄ extraídas desde el suelo fueron adicionadas al N-inorgánico extraído desde las resinas para determinar el N mineralizado durante los periodos de incubación. Para determinar N-NO₃ se empleó el método de Self y Rodríguez (1998) modificado. A través del uso de herramientas geoestadísticas fue posible mapear adecuadamente la variabilidad espacial del N mineralizado en los dos periodos de evaluación, así como en el intervalo total del estudio. Futuros estudios de mineralización de N *in situ*, en suelos similares, debieran considerar intensidades de 5 a 35 puntos ha⁻¹ para asegurar dependencia espacial.

Palabras clave: mineralización de N, autocorrelación espacial, resinas de intercambio, análisis de N inorgánico.

¹ Universidad de Viña del Mar, Centro Nacional de Agricultura de Precisión, Viña del Mar, Chile.
E-mail: rortega@uvm.cl *Autor para correspondencia.

² Soquimich Comercial S.A., Los Militares 4290, Piso 3, Santiago, Chile.
Recibido: Mayo 05 de 2003. Aprobado: Diciembre 04 de 2003.

INTRODUCCIÓN

El uso ineficiente de fertilizantes, especialmente nitrogenados, se ha traducido en muchos casos, en contaminación de aguas subterráneas y superficiales con nitratos ($N-NO_3$), y de la atmósfera con óxidos nitrosos, perjudiciales para la capa de ozono. Por otra parte, toda actividad agrícola moderna se debe enmarcar en la sustentabilidad, lo que implica conservar los recursos naturales y el medio ambiente, además de obtener un retorno económico satisfactorio.

La materia orgánica (MO) juega un rol protagónico en la mineralización y otros procesos biológicos. Por ello ha sido estudiada extensamente para predecir su evolución en el tiempo y determinar las necesidades reales de N y otros nutrientes por los cultivos. En Chile, Matus y Rodríguez (1994) establecieron un modelo simple de contribuciones de N desde la MO del suelo, basándose en que ésta puede separarse en un pool activo y otro pasivo, dependiendo si el N proviene de residuos frescos o desde MO estabilizada, respectivamente. El pool de N-orgánico siempre supera al pool de N-mineral (Jarvis *et al.*, 1997), y se considera una reserva de N a largo plazo que lo aporta a los cultivos vía mineralización, cuando su balance con la inmovilización de N es positivo.

La inmovilización es el proceso a través del cual (amonio) $N-NH_4$, (nitrato) $N-NO_3$ y otros compuestos orgánicos simples de N son asimilados por la biomasa del suelo para convertirlos en sustancias complejas durante la oxidación de sustratos. Sin embargo, el N inmovilizado quedará disponible para su mineralización a medida que se agota el sustrato y, por ende, decae la población microbiana. Si la diferencia entre mineralización e inmovilización es positiva se habla de mineralización neta, y si es negativa se habla de inmovilización neta. En una temporada, generalmente se observa mineralización neta positiva, pero en breves períodos la inmovilización domina, especialmente cuando el sustrato carbonado es de mala calidad, como por ejemplo en las pajas de cereales (Ocio *et al.*, 1991).

Los factores con mayor incidencia en la mineralización son la temperatura, humedad del suelo y los que condicionan el grado de aireación del suelo (textura, estructura, contenido de humedad, etc.). La temporada óptima para la mayoría de los microorganismos es entre 25 y 35°C, con una temperatura base de 5°C. Por ello las fluctuaciones de temperatura ambiental influyen sobre la mineralización. En general, las tasas de mineralización son directamente proporcionales a la temperatura y tienden a ser menos variables cuando éstas son altas (Stanford *et al.*, 1973).

El estrés hídrico limita la actividad biológica mientras el exceso de humedad crea un ambiente pobre en oxígeno, alterando la actividad microbiana y reduciendo la mineralización. Otros factores a considerar son el pH del suelo, ya que la descomposición es inhibida en medios fuertemente ácidos (Henry y Boyd, 1988) y la presencia de metales pesados como Pb, Cd y Hg, también reduce la mineralización (Chang y Broadbent, 1982).

Al estudiar la mineralización e inmovilización debe considerarse su interacción con la nitrificación. Ésta es una oxidación biológica del $N-NH_4$ hasta $N-NO_3$, efectuada por dos grupos de bacterias quimioautótrofas. El primero lo conforman bacterias del género *Nitrosomonas*, *Nitrosolobus* y *Nitrospira*, las que oxidan $N-NH_4$ sólo hasta $N-NO_2$ (nitrito). El segundo grupo son bacterias del género *Nitrobacter*, las que completan la oxidación hasta $N-NO_3$. La nitrificación transforma un catión poco móvil de N, como el amonio, en un anión extremadamente móvil (nitrato), lo cual es importante para esclarecer las pérdidas de N por lixiviación o desnitrificación, al formarse óxidos nitrosos gaseosos provenientes de la reducción del $N-NO_3$ por bacterias anaeróbicas. La nitrificación depende entre otros factores, del pH, disponibilidad de $N-NH_4$, humedad, temperatura, relación C:N, oxígeno y adecuada población microbiana en el suelo (Tisdale *et al.*, 1999).

Todos los factores mencionados anteriormente determinan que la mineralización sea un proceso muy variable en el tiempo y en el espacio, y por lo tanto, su dinámica es difícil de predecir. Sin embargo, cuando se consideran los aportes de N provenientes de la mineralización de la MO en los modelos de recomendación de fertilizantes, se asume un valor promedio, ignorando la variabilidad espacial de la mineralización de N. El conocimiento de esta última es clave para la implementación de prácticas de manejo de N sitio-específicas, las cuales han demostrado beneficios económicos y ambientales en Chile (Ortega *et al.*, 2002).

La presente investigación tuvo como principal objetivo evaluar la variabilidad espacial y temporal de la mineralización de N medida en condiciones de terreno; como objetivo secundario, se evaluó una nueva metodología para la determinación de N-inorgánico por colorimetría.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de mineralización se realizó en la Estación Experimental Santa Rosa, perteneciente al Centro Regional de Investigación (CRI) Quilamapu, del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), desde septiembre a diciembre de 1998. El suelo correspondió a una mezcla de las series Bulnes y Arrayán (Typic Distrandept) ubicado en el valle regado de la zona centro sur de Chile (36°26' lat. Sur, 72°06' long. Oeste, 220 m.s.n.m.). La superficie destinada al ensayo correspondió a un potrero de 2 ha, proveniente de maíz de silo (*Zea mays* L.), que había alcanzado un rendimiento de aproximadamente 25 t ha⁻¹ de materia seca (MS), y que presentaba al momento del inicio del experimento un nivel de residuos de 1.179 ± 176 kg MS ha⁻¹. El día 14 de agosto de 1998, luego de un tratamiento con herbicida que incluyó una mezcla de glifosato (Roundup, 3 L ha⁻¹), 2,4-D (0,5 L ha⁻¹) y cianazina (Fortrol, 0,5 L ha⁻¹), el potrero se sembró con el método de cero labranza, con trigo (*Triticum aestivum* L.) de primavera variedad Tamoi-INIA, en dosis de 180 kg semilla ha⁻¹, con una fertilización base de 150 kg de P₂O₅ ha⁻¹ y 100 kg K₂O ha⁻¹, aplicados como superfosfato triple (46% P₂O₅) y muriato de potasio (60%

K₂O), respectivamente. Posteriormente el área de estudio se dividió en 50 bloques, cada uno de los cuales se subdividió en cuatro parcelas, en las que se distribuyeron aleatoriamente cuatro dosis de N (0, 60, 120 y 240 kg N ha⁻¹). El N se aplicó al voleo sobre el cultivo, en dos parcialidades iguales, a la siembra y la macolla, a la forma de urea (46% N).

El día 25 de septiembre de 1998 se instalaron en cada parcela testigo (sin aplicación de N) cinco tubos de polivinilclorado (PVC) de 12 cm de largo por 5 cm de diámetro, con una bolsa de resina (24 g de una mezcla de resinas catiónica IONAC C-249 y aniónica IONAC-ASB-1P (Sybron Chemicals, Inc., Birmingham, New Jersey, USA), en proporción 1:1), confeccionada con mangas de poliamida (Kolberg *et al.*, 1997). Los tubos se enterraron a ras de suelo, al centro de cada parcela, dentro de un radio de 1 m. Una vez enterrados se extrajeron y se removieron los 2 cm basales de suelo para alojar la bolsa con resina, devolviéndose al mismo lugar de donde se extrajeron. El mismo día se tomaron muestras de suelo desde cada parcela, en la vecindad de los tubos, para determinar el estatus inicial de N. Los tubos permanecieron en incubación *in situ* durante 40 días. Transcurrido el período se extrajo la muestra de suelo contenida en cada tubo, con su respectiva bolsa de resina. La resina se guardó en una bolsa plástica y se refrigeró a 4°C hasta su correspondiente análisis.

Las muestras de suelo se extendieron y secaron al aire con ventiladores. Al retirar los primeros tubos, se instaló inmediatamente un segundo set de tubos con resinas y se incubaron *in situ* durante otros 40 días, siguiendo los mismos procedimientos descritos anteriormente.

Las coordenadas geográficas del centro de cada parcela se determinaron con la ayuda de un receptor Global Positioning System (GPS) con corrección diferencial (DGPS) y se expresaron en el sistema UTM (Universal Transverse Mercator) en metros. De esta forma cada dato de mineralización (promedio de cinco tubos) contaba con sus correspondientes coordenadas cartesianas X e Y, necesarias para el análisis espacial cuantitativo. La distancia promedio entre

los puntos evaluados fue de 84 m, con un rango de distancia entre 9 y 211 m (Figura 1).

Los análisis de N-inorgánico se realizaron con la metodología descrita por Self y Rodríguez (1998). Sin embargo, la metodología para N-NO₃ se modificó y evaluó para asegurar precisión y exactitud. El método para determinar N-NO₃ se basa en su reducción a N-NO₂, con Zn granular de 20 mesh, mientras que el N-NH₄ se determina directamente a través del método azul de indofenol (Mulvaney, 1996). Originalmente, Self y Rodríguez (1998) recomendaron 3 g de Zn y 10 min de reducción por muestra. La modificación a la metodología propuesta consistió en reducir la dosis de Zn a la mitad, alterando además el tiempo de reducción. Para determinar el tiempo óptimo, se evaluó la dosis única de 1,5 g de Zn y cinco tiempos de reducción: 10, 13, 15, 16 y 20 min, utilizando soluciones estándar de 8 y 20 µg L⁻¹. En cada caso, una vez desarrollado el color, se procedió a leer absorbancia a una longitud de onda de 540 nm.

Para evaluar la precisión y exactitud del análisis de N-NO₃ y N-NH₄ en los extractos de suelo, se utilizaron tres muestras de suelo provenientes del programa de intercambio North American Proficiency Testing Program (NAPT) de 1998.

Cada una de las muestras contaba con una completa estadística descriptiva de sus niveles de N-NO₃ y N-NH₄, lo que permitió compararlas con los resultados obtenidos (Cuadro 1).

En cada punto de muestreo la mineralización neta correspondió al promedio de los cinco tubos instalados y se calculó de la siguiente forma (Ortega, 1997) (Ecuación 1):

$$\text{Mineralización de N neta} = \frac{[(\text{NIFS} + \text{NIFR}) - \text{NIIS}]}{[1]}$$

donde: NIFS = N inorgánico final (N-NO₃+N-NH₄) en el suelo, NIFR = N inorgánico final en las resinas y NIIS = N inorgánico inicial en el suelo. Para el primer período de incubación, NIIS fue igual al nivel base de N-NO₃ + N-NH₄ establecido a través del muestreo del suelo al inicio del estudio. Para el segundo período de incubación, NIIS fue igual a NIFS + NIFR del primer período.

Análisis espacial cuantitativo

Para mapear adecuadamente la variabilidad espacial de cualquier variable de interés, es necesario en primer término que ésta muestre dependencia espacial o autocorrelación, para su posterior interpolación vía kriging.

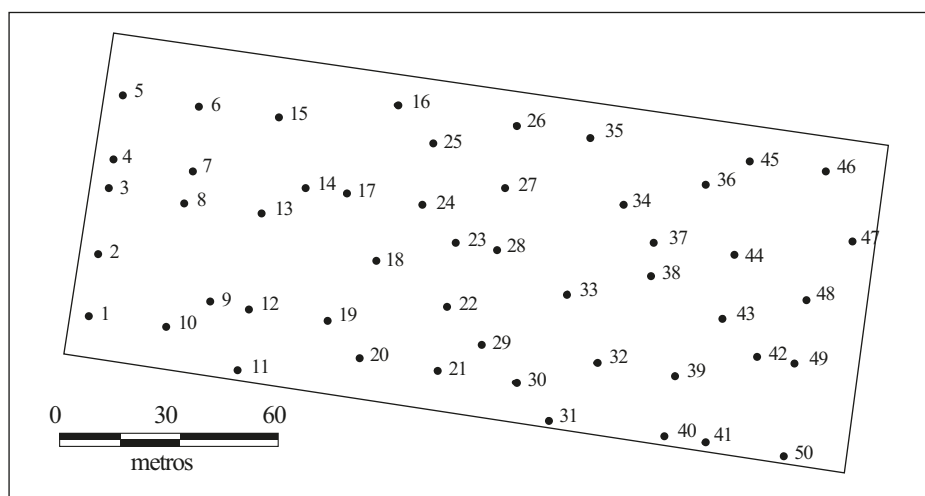


Figura 1. Distribución espacial de los puntos de muestreo en terreno.
Figure 1. Spatial distribution of sampling points within the field.

Cuadro 1. Estadística descriptiva de las muestras del Programa de Intercambio North American Proficiency Testing Program (NAPT) para N-NO₃ y N-NH₄.**Table 1. Descriptive statistics of the samples on the North American Proficiency Testing Program (NAPT) for N-NO₃ and N-NH₄.**

Muestra NAPT	N-NO ₃ (n = 56)			N-NH ₄ (n = 48)		
	Mínimo	Máximo	Mediana	Mínimo	Máximo	Mediana
	-----mg kg ⁻¹ -----			-----mg kg ⁻¹ -----		
98109	0	33	4	-0,1	200	4
98110	2,5	45	13,1	0	100	3,3
98111	4	114,9	40	0,4	100	9,7

La dependencia o autocorrelación espacial de la mineralización de N se evaluó mediante el índice I de Moran y el uso de variogramas. El I de Moran se define como (Czaplewski *et al.*, 1994). (Ecuación 2):

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} z_i z_j}{W \text{var}(z)} \quad [2]$$

donde W_{ij} es la ponderación que cuantifica la asociación espacial hipotética o proximidad entre las observaciones z_i y z_j , en la posición i y j , $\text{var}(z)$ es la varianza de n observaciones y W es la suma de todos los valores de n^2 de W_{ij} . El I de Moran es un estadístico adimensional que fluctúa entre -1 a 1; un valor alto indica fuerte autocorrelación, mientras que un valor igual a cero indica independencia entre las muestras (distribución aleatoria de valores). La hipótesis nula es que la mineralización de N no exhibe autocorrelación espacial ($I = 0$) y la hipótesis alternativa es que ésta tiene dependencia espacial ($I \neq 0$). La hipótesis nula fue rechazada cuando $P \leq 0,2$.

El variograma $\gamma(h)$ se define como (Ecuación 3):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E[[Z_{(i+h)} - Z_{(i)}]^2] \quad [3]$$

y se estima a partir de la siguiente expresión (Ecuación 4):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} N(h) \sum_{i=1}^{N(h)} [Z_{(i+h)} - Z_i]^2 \quad [4]$$

donde E es el valor esperado, $N(h)$ es el número de pares de datos $[Z_i, Z_{(i+h)}]$ separados por la dis-

tancia h en el terreno. La gráfica de la varianza $\gamma(h)$ versus h se llama variograma. Usualmente a medida que h aumenta, también lo hace $\gamma(h)$, debido a que las muestras tienen mayor independencia, es decir, se parecen menos cuando la distancia h entre ellas aumenta (Lascano y Hatfield, 1992). Cuando $h = 0$, por definición $\gamma(0) = 0$, sin embargo, en la práctica $\gamma(0)$ exhibe un valor positivo denominado efecto "nugget", lo cual se explica por dos razones. La principal tiene relación con la precisión de laboratorio en la determinación de la variable en cuestión; la segunda causa tiene relación con la distancia de muestreo. Así, un efecto "nugget" significativo estima la varianza a distancias menores a la mínima distancia entre observaciones (Ortega, 1997). Cuando h aumenta, $\gamma(h)$ suele aumentar, pero sólo hasta cierta distancia. Esta distancia se denomina rango y coincide con el máximo valor de $\gamma(h)$. Este umbral de $\gamma(h)$ se llama "sill". Alcanzado el "sill", la función $\gamma(h)$ se hace aproximadamente constante. El rango es la máxima distancia bajo la cual existe autocorrelación y muestras tomadas a distancias mayores al rango son independientes (Vieira *et al.*, 1981).

El rango de dependencia espacial, permite orientar futuros estudios, en suelos similares, en términos de la distancia entre muestras, necesaria para la obtención de muestras espacialmente dependientes o independientes, según el objetivo perseguido. La información obtenida del variograma es utilizada por el método de interpolación kriging para generar mapas que representen adecuadamente la realidad, siendo ésta una de las herramientas claves del manejo sitio específico.

El kriging es un interpolador lineal donde el valor \hat{Z} estimado en cualquier punto del terreno (s_0) corresponde a una combinación lineal de los valores Z medidos en otras n ubicaciones. Esta relación es expresada como (Nielsen y Alemi, 1989; Gotway *et al.*, 1996) (Ecuación 5):

$$\hat{Z}(s_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(s_i) \quad [5]$$

donde \hat{Z} es la variable estimada en una posición S_0 , no muestreada, a partir de los valores obtenidos en las posiciones S_i muestreadas, los cuales son ponderados por los pesos λ_i .

Los pesos se estiman desde el variograma (Ecuación 4) y se seleccionan de tal manera que el valor esperado y la varianza de los residuales ($\hat{Z}(s_0) - Z(s_0)$) alcanzan valores de cero y mínima, respectivamente (Nielsen y Alemi, 1989). De esta forma, kriging es un estimador óptimo y no sesgado para aquellas posiciones no muestreadas en terreno.

La calidad de la interpolación se evaluó con la función R^2 estimada cómo (Ecuaciones 6, 7 y 8):

$$R^2 = 1 - \frac{SSE}{S_{yy}} \quad [6]$$

donde

$$SSE = \sum (y_i - \hat{y}_i)^2 \quad [7]$$

y

$$S_{yy} = \sum y_i^2 - \frac{(\sum y_i)^2}{n} \quad [8]$$

donde y_i es el valor real de la variable y en el punto i . \hat{y}_i es el valor estimado por kriging para la variable y en el punto i . El análisis de dependencia espacial se realizó con la Librería Espacial desarrollada por Davis y Reich (2000), en SPLUS (Statistical Sciences, 1993). Para determinar el mejor modelo de variograma (Esférico, Gaussiano y Exponencial), se eligió el modelo que arrojó menor Criterio de Información de Akaiques (AIC) (Statistical Sciences, 1993). Las interpolaciones, usando kriging y los variogramas estimados, al igual que las validaciones cruza-

das (cálculo del R^2) se realizaron en Surfer versión 7.0 (Golden Software Inc., 1999).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variabilidad espacial y temporal de la mineralización de N

En promedio el pool de N-inorgánico del suelo, medido en los primeros 10 cm de profundidad, se desglosó en 52% de N-NH₄ y 48% de N-NO₃, al comienzo del estudio, mientras que al finalizar el mismo, la proporción fue 24% de N-NH₄ y 76% de N-NO₃. El movimiento de N-inorgánico durante el primer período fue escaso, puesto que sólo el 5% del N disponible en el volumen del tubo se encontraba en las resinas. Sin embargo, en el segundo período las resinas contenían, en promedio, el 30% del N disponible en el volumen de suelo estudiado. En este período, la proporción de N-inorgánico adsorbido por las resinas se desglosó en 98% de N-NO₃ y sólo 2% de N-NH₄, lo que indicaría una mayor actividad de nitrificación del N-NH₄, además de un incremento de la lixiviación del N-NO₃, producto de los mayores volúmenes de agua de riego aplicados.

La mineralización neta de N, determinada *in situ* en los primeros 10 cm de profundidad de suelo, presentó una elevada variabilidad espacial (Cuadro 2). Considerando todo el período evaluado (80 días), la mineralización neta de N varió desde 3 a 33 kg N ha⁻¹, con un promedio de 11,8 kg N ha⁻¹, y un coeficiente de variación de 60,6%. Traducido a tasa de mineralización diaria de N, esta fluctuó entre 0,04 a 0,4 kg N ha⁻¹ d⁻¹.

La mineralización durante el primer período de evaluación presentó una menor variabilidad en comparación al segundo período (coeficiente de variación de 70,7% versus 169,5%), con una mineralización promedio de 7,4 kg N ha⁻¹ y un rango de variación de -1,4 a 36,5 kg N ha⁻¹. El segundo período registró una mineralización neta promedio de 4,4 kg N ha⁻¹, con valores que fluctuaron entre -11,5 y 22,9 kg N ha⁻¹. Los valores negativos observados en ambos períodos, indican que en varios puntos del área de estudio existió una inmovilización neta, por lo que en esos lugares el suelo no solo no aportaría N al cultivo, sino que requeriría fertilización adicional.

Cuadro 2. Estadísticos para la mineralización de nitrógeno *in situ* en dos períodos de evaluación.**Table 2. Statistics for *in situ* nitrogen mineralization in two evaluation periods.**

Estadístico	Período 1 ¹		Período 2 ¹		Total ¹	
	Cantidad	Tasa	Cantidad	Tasa	Cantidad	Tasa
	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹ d ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹ d ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹ d ⁻¹
Promedio	7,4	0,19	4,4	0,11	11,8	0,15
Mediana	7,4	0,19	4,2	0,10	9,4	0,12
Desviación estándar	5,3	0,13	7,4	0,18	7,1	0,09
Mínimo	-1,4	-0,03	-11,5	-0,29	3,0	0,04
Máximo	36,5	0,91	22,9	0,57	32,8	0,41
Nivel de confianza (95 %)	1,49	0,04	2,12	0,05	2,05	0,03
Coefficiente de variación (%)	70,7		169,5		60,6	

¹n = 50 observaciones, cada una de las cuales es un promedio de cinco repeticiones.

Según el índice I de Moran, se observó auto-correlación ($P \leq 0,2$) en la mineralización de N sólo para el segundo período del estudio. Los valores de autocorrelación fueron prácticamente cero (completa independencia) para el primer período y para el intervalo total del estudio (Cuadro 3).

En un estudio de mineralización de N *in situ* en EE.UU., y utilizando el mismo índice de autocorrelación, Ortega (1997) encontró dependencia espacial para cada período evaluado, pero no al considerar el intervalo total del estudio. Mahmoudjafari *et al.* (1997) realizaron un estudio similar en EE.UU., utilizando el método de incubaciones de laboratorio, y no encontraron dependencia espacial en ningún período de incubación.

Contrariamente a lo esperado, considerando los resultados del índice I de Moran, al estimar los variogramas experimentales para cada período, estos mostraron, en todos los casos, una regresión significativa, es decir, un incremento de la varianza al aumentar la distancia entre muestras,

lo que demuestra claramente la presencia de dependencia espacial (Figura 2). Esto significa, que el índice I de Moran por sí sólo no sería suficiente para detectar la presencia o ausencia de autocorrelación, y debería ser siempre complementado con el cálculo de un variograma. El ajuste de modelos esféricos, ponderados por número de observaciones en cada punto, determinó que el rango de dependencia espacial para la mineralización de N varió entre 17 y 46 m, dependiendo del período evaluado, lo que demuestra además una elevada variabilidad temporal (Cuadro 3, Figura 2). El efecto “nugget” fue, en general, bajo y varió entre 0 y 4,1 (kg N ha⁻¹)², lo que indica que la distancia de muestreo fue apropiada y que los métodos utilizados, tanto en terreno como en el laboratorio, alcanzaron una buena precisión.

En todos los casos, la utilización de los parámetros de los variogramas para la interpolación de datos vía kriging resultó en excelentes predicciones, tal como lo indican los valores de R² obtenidos. Los mapas que muestran la variabilidad espacial y temporal de la mineralización

Cuadro 3. Análisis de dependencia espacial y calidad de la interpolación con kriging de la mineralización de N *in situ*.**Table 3. Spatial dependence analysis and quality of interpolation by kriging of *in situ* N mineralization.**

Período	I de Moran	Nugget ----- (kg ha ⁻¹) ² -----	Sill	Rango (m)	Varianza (kg ha ⁻¹) ²	R ²
1	-0,006 ns	0	23,9	17	27,6	0,99
2	0,010 *	4,1	65,3	46	54,6	0,99
Total	-0,022 ns	0,1	58,6	24	50,7	0,99

* $P < 0,2$; ns = no significativo.

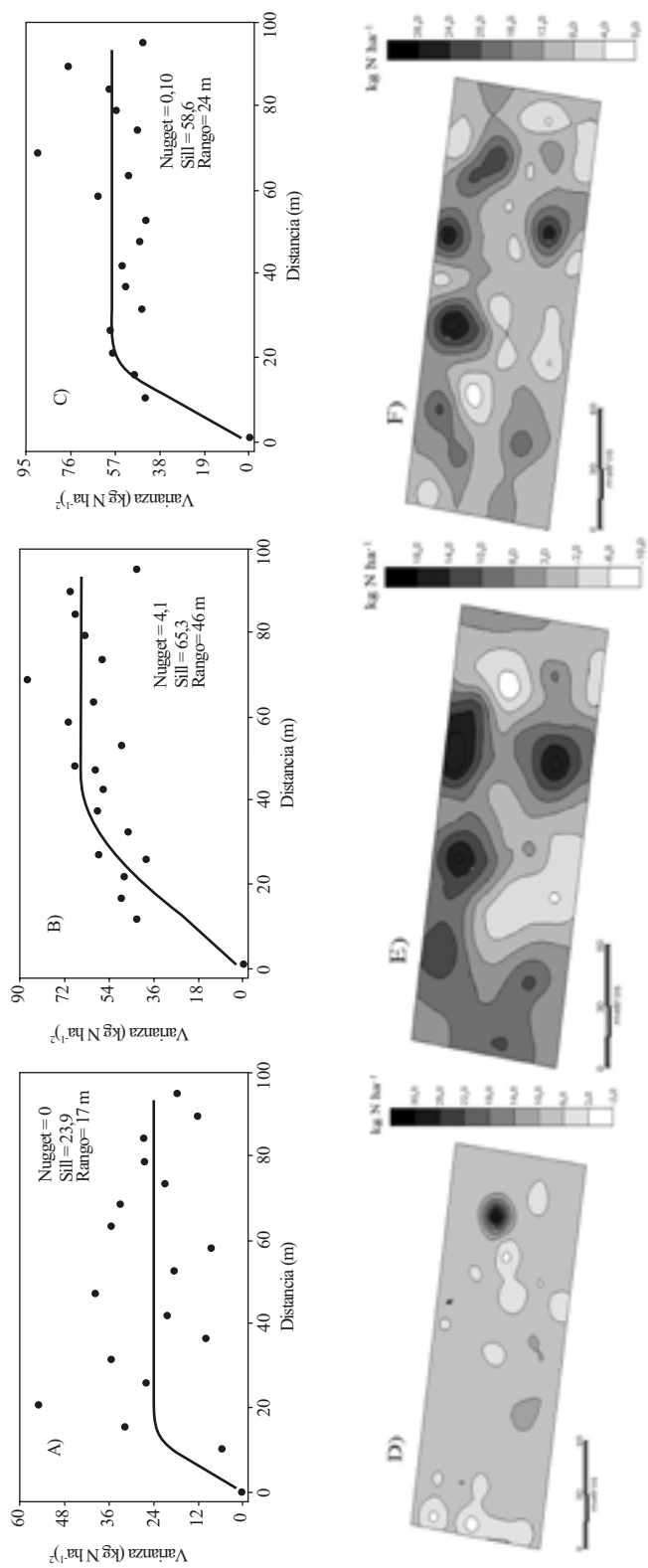


Figura 2. Variogramas y mapas de variabilidad espacial de la mineralización de nitrógeno *in situ* obtenidos por kriging, usando los parámetros de los modelos esféricos ajustados: A) y D) primer período; B) y E) segundo período; C) y F) período total.

Figure 2. Variograms and maps of spatial variability of *in situ* N mineralization obtained by kriging using the parameters of the fitted spherical models: A) and D) first period; B) and E) second period; C) and F) total period.

de N, se presentan en la Figura 2. La causa más probable de la elevada variabilidad temporal en la mineralización de N observada fue el severo estrés hídrico que se presentó durante todo el período de estudio, puesto que la precipitación acumulada durante todo el estudio alcanzó sólo a 12 mm. Además no se contó con suficiente recurso hídrico para suplir las necesidades en forma óptima. Al respecto, Cabrera y Kissel (1988) afirmaron que el contenido de humedad es el factor que más afecta la mineralización. Aun cuando los valores absolutos de mineralización de N pudieron haber sido subestimados, los resultados obtenidos claramente demuestran el potencial del manejo sitio-específico de N en el mejoramiento de la eficiencia productiva. En ausencia de otros factores limitantes, sería factible aplicar dosis diferenciales de N dentro de un área de producción, en función de los potenciales de mineralización de N.

Adaptación de la técnica colorimétrica para N-inorgánico

La técnica colorimétrica descrita por Self y Rodríguez (1998) fue evaluada en su protocolo original, antes de proponer cambios en su metodología. Se observó que el método presentó una precisión aceptable, pero su exactitud fue baja, alcanzando errores que variaron entre 15 y 45% (Cuadro 4). Por otra parte, el tiempo de reducción propuesto, 10 min, no permite trabajar con más de cinco muestras en forma simultánea, lo que limita su uso como técnica de rutina. Al graficar las lecturas de absorbancia obtenidas para las dos soluciones estándar versus tiempo de reducción, utilizando 1,5 g de Zn, se ajustó una curva polinomial cuadrática. Ésta explica el efecto del tiempo en la reducción de N-NO₃ a N-NO₂ (Figura 3). El punto máximo de cada curva coincide con la mayor absorbancia y por ende con el tiempo óptimo donde se alcanza estabili-

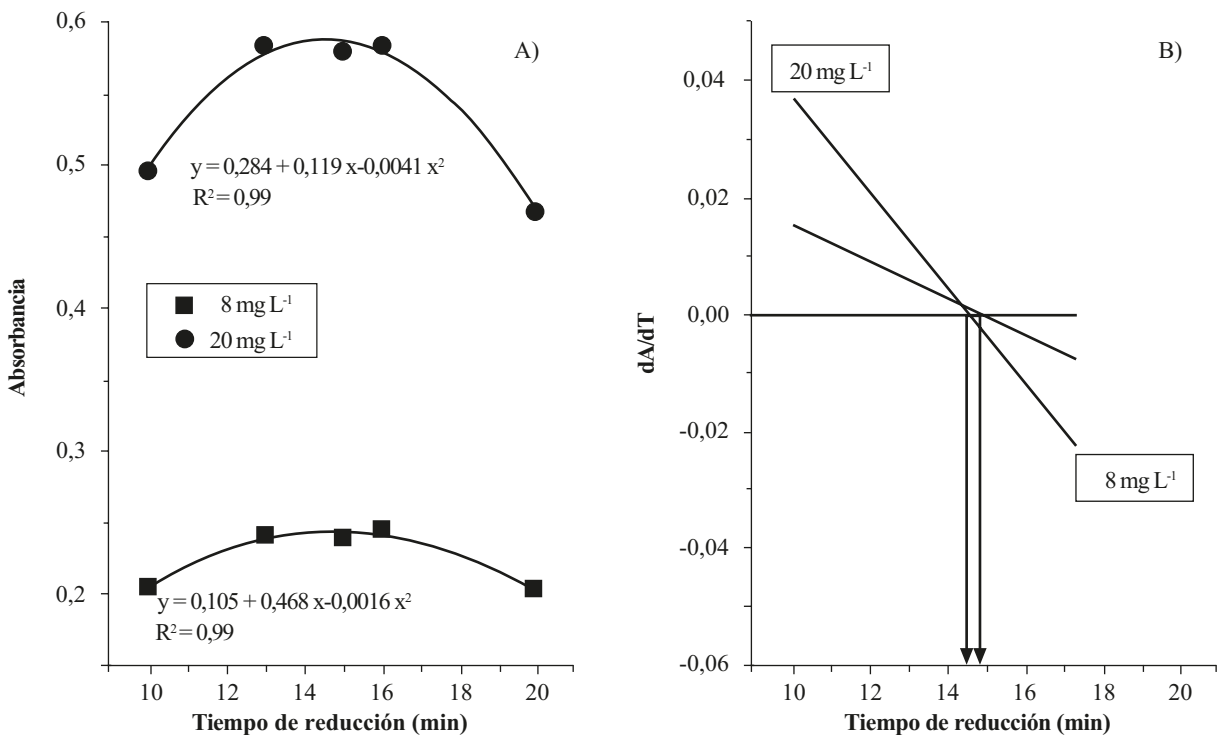


Figura 3. Efecto del tiempo de reducción de N-NO₃ a N-NO₂ utilizando 1,5 g de Zn y dos soluciones estándar de 8 y 20 mg L⁻¹ sobre: A) absorbancia a 540 nm, y B) tasa de absorbancia. El tiempo óptimo de reducción corresponde a aquel obtenido cuando dA/dT es igual a cero.

Figure 3. Effect of the reduction time of N-NO₃ to N-NO₂ using 1.5 g of Zn and two standard solutions of 8 and 20 mg L⁻¹ on: A) absorbance at 540 nm, and B) rate of absorbance. The optimum reduction time corresponds to that obtained when dA/dT is equal to zero.

Cuadro 4. Evaluación de la precisión y exactitud del análisis de N-NO₃ mediante reducción a N-NO₂ con dos cantidades de Zn y tiempos de reducción y del N-NH₄ mediante azul de indofenol.

Table 4. Evaluation of the precision and accuracy of N-NO₃ determination by reduction to NO₂-N using two amounts of Zn and two reduction times, and of N-NH₄ by indophenol blue.

Muestra NAPT	N-NO ₃ (reducción a N-NO ₂)						N-NH ₄ (azul de indofenol)		
	Promedio ¹		CV(%)		Error (%) ²		Promedio ¹	CV (%)	Error (%) ²
	3 g Zn 10 min	1,5 g Zn 15 min	3 g Zn 10 min	1,5 g Zn 15 min	3 g Zn 10 min	1,5 g Zn 15 min			
M 1	5,8	4,4	11,9	3,3	45,0	10,0	4,1	4,6	1,9
M 2	15,1	13,6	4,6	6,9	15,3	3,8	3,1	5,9	-6,1
M 3	46,8	43,0	8,0	6,5	17,0	7,6	9,4	1,7	-3,1

¹ Promedio de cuatro repeticiones, en mg kg⁻¹.

² Error = $100 - \frac{(E - M)}{M}$ donde E = valor obtenido, M = mediana informada en Cuadro 1.

NAPT: North American Proficiency Testing Program.

dad (Mulvaney, 1996). Este punto máximo tiene pendiente cero y se obtuvo derivando las ecuaciones encontradas anteriormente (Figura 3). Se observa claramente que el tiempo óptimo corresponde al tratamiento de 15 min, cuando se utilizan 1,5 g de Zn.

La comparación de la metodología modificada con respecto a la original de Self y Rodríguez (1998), indicó que la primera presenta mayor precisión, medida a través del coeficiente de variación, y exactitud, determinada mediante el error relativo en la determinación de N-NO₃ (Cuadro 4). Junto con la mejor precisión y exactitud que permite la modificación en el tiempo de reducción, es posible trabajar simultáneamente con mayor número de muestras, reduciéndose además, en forma significativa, el valor del análisis, ya que el Zn granular es el reactivo de mayor costo.

Respecto a la determinación de N-NH₄, la evaluación realizada determinó que la precisión y exactitud del método original son adecuadas para el tipo de estudios presentados en este artículo (Cuadro 4).

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos del estudio de variabilidad espacial de N y la adaptación de un protocolo para determinar N-NO₃ en forma colorimétrica, se puede concluir lo siguiente:

- La mineralización de nitrógeno fue altamente variable en espacio y tiempo. Con una adecuada intensidad de muestreo y el uso de técnicas geoestadísticas fue posible mapear adecuadamente la variabilidad observada.
- Según los rangos de dependencia espacial obtenidos, para mapear adecuadamente la variabilidad espacial del nitrógeno mineralizado, se requerirían intensidades de muestreo de entre 5 y 35 puntos ha⁻¹.
- La metodología utilizada es aplicable para otros estudios de mineralización de N *in situ* puesto que este método refleja lo que realmente ocurre, y elimina las clásicas incertidumbres de los estudios de incubaciones en laboratorio.
- El método del azul de indofenol para N-NH₄ y la adaptación encontrada para N-NO₃ permiten su utilización como rutina de laboratorio, puesto que aseguran buena precisión y exactitud en los extractos de suelos y resinas iónicas. Además, la significativa reducción en los costos del análisis de N-NO₃, significa una ventaja adicional frente a otras técnicas para determinar N-inorgánico.

RECONOCIMIENTO

Los autores agradecen al Centro Regional de Investigación Quilamapu del Instituto de Investigaciones Agropecuarias por su apoyo en la realización de esta investigación.

LITERATURA CITADA

- Cabrera, M.L., and D.E. Kissel. 1988. Evaluation of a method to predict nitrogen mineralized from soil organic matter under field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:1027-1031.
- Chang, F.H., and F.E. Broadbent. 1982. Influence of trace metals on some soil nitrogen transformations. *J. Environ. Qual.* 11:1-4.
- Czaplewski, R.L., R.M. Reich, and W.A. Bechtold. 1994. Spatial autocorrelation in growth of undisturbed natural pine stands across Georgia. *For. Sci.* 40:314-328.
- Davis, R.A., and R.M. Reich. 2000. Spatial autocorrelation. p. 197-222. *Quantitative Spatial Analysis*. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- Golden Software Inc. 1999. *Surfer 3.2 User's guide*. 619 p. Golden Software Inc., Golden, Colorado, USA.
- Gotway, C.A., R.B. Ferguson, G.W. Hergert, and T.A. Peterson. 1996. Comparison of kriging and inverse distance methods for mapping soil parameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1237-1247.
- Henry, D.F., and G.E. Boyd. 1988. Soil and fertilizer nitrogen. *Soil fertility*. p. 62-75. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Jarvis, S.C., E.A. Stockdale, M.A. Shepherd, and D.S. Powlson. 1997. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: Processes and measurement. *Adv. Agron.* 57:187-224.
- Kolberg, R.L., B. Rouppe, D.G. Westfall, and G. Peterson. 1997. Evaluation of an *in situ* net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:504-507.
- Lascano, R.J., and J.L. Hatfield. 1992. Spatial variability of evaporation along two transects of a bare soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:341-346.
- Mahmoudjafari, M., G.J. Kluitenberg, J.L. Havlin, J.B. Sisson, and A.P. Schwab. 1997. Spatial variability of nitrogen mineralization at the field scale. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1214-1221.
- Matus, F.H., and J. Rodriguez. 1994. A simple model for estimating the contribution of nitrogen mineralization to the nitrogen supply of crops from a stabilized pool of soil organic matter and recent organic input. *Plant Soil* 162:259-271.
- Mulvaney, R.L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. p. 1123-1184. *In Sparks et al.* (eds.). *Methods of soil analysis*. Part 3. Chemical methods. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- Nielsen, D.R., and M.H. Alemi. 1989. Statistical opportunities for analyzing spatial and temporal heterogeneity of field soils. *Plant Soil* 115:285-296.
- Ocio, J.A., J. Martinez, and P.C. Brooks. 1991. Contribution of straw derived N following incorporation of cereal straw to soil. *Soil. Biol. Biochem.* 23:655-659.
- Ortega, R.A. 1997. Spatial variability of soil properties and dryland crop yields over "typical" landforms of Eastern Colorado. 189 p. Ph.D. Dissertation. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- Ortega, R.A., J.A. Ortega, and W. Foster. 2002. Technical-economical feasibility of site-specific nitrogen management in traditional crops in Chile. p. 1842-1857. *In* P.C. Roberts (ed.). *Proceedings of the 6th Conference on Precision Agriculture and Other Precision Resources Management*. Minneapolis, Minnesota, USA. July 14-17. ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Self, J.R., and J.B. Rodriguez. 1998. Laboratory manual for AG-564. Soil and plant chemical analysis. Soil, water and plant testing laboratory. p. 118-122, 126-129. Department of Soil and Crop Sciences. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- Stanford, G., M.H. Frere, and D.H. Schwaninger. 1973. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Sci.* 115:321-323.
- Statistical Sciences. 1993. *S-PLUS for Windows User's Manual, Version 3.1*. 501 p. Statistical Sciences Inc., Seattle, Washington, USA.
- Tisdale, S.L., J.D. Beaton, J.L. Havlin, and W.L. Nelson. 1999. Nitrogen transformations in soils. p. 108-135. *In* Tisdale, S.L., J.D. Beaton, J.L. Havlin, and W.L. Nelson. *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management*. 6th edition. Prentice-Hall, New Jersey, USA.
- Vieira, S.R., D.R. Nielsen, and J.W. Biggar. 1981. Spatial variability of field-measured infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:1040-1048.