

DINAMICA DEL NITROGENO Y DEL AGUA DEL SUELO EN UN DESMONTE SELECTIVO EN EL CHACO ARIDO ARGENTINO¹

LUISA OLIVA², MARIA J. MAZZARINO³, GABRIELA NUÑEZ⁴, ADRIANA ABRIL
e MARTA ACOSTA²

RESUMEN - La tala del Chaco Arido argentino, para facilitar la producción ganadera, está conduciendo a problemas de arbustización y desertización, que podrían evitarse realizando un manejo racional del recurso arbóreo. Se estudió durante un año el efecto de un desmonte parcial (40% de cobertura arbórea) sobre la dinámica del N y la humedad del suelo. La mineralización acumulada de N fue 40% mayor en el desmonte selectivo que en el monte natural (85% de cobertura arbórea + arbustiva). Se observaron diferencias en los efectos de las dos especies arbóreas dominantes. En el desmonte selectivo la disponibilidad de N, N inmovilizado en biomasa microbiana y contenido de humedad del suelo fueron significativamente más altos bajo *Aspidosperma quebracho-blanco* Schlecht., Apocinácea. En el monte natural, en cambio, la mayor disponibilidad de N y densidad de nitrificadores se observó bajo *Prosopis flexuosa* DC, Fabácea. Los espacios abiertos entre árboles presentaron los valores más bajos de todas las variables medidas. Se discuten causas de las diferencias encontradas y probables implicancias en la productividad de las pasturas.

Índice de términos: monte semiárido, inmovilización y mineralización de N, respiración del suelo, densidad de amonificadores y nitrificadores.

DYNAMICS OF SOIL NITROGEN AND WATER IN A SELECTIVE THINNING IN THE ARGENTINIAN DRY CHACO

ABSTRACT - Clearcutting for livestock production in the Dry Chaco is leading to shrub invasion and desertification. This trend could be avoided through a more rational management of the arboreous resources. The effects of a selective thinning (40% tree canopy cover) on soil nitrogen and moisture dynamics were studied during one year. Accumulated N mineralization was 40% higher in the selective thinning than in the natural woodland (85% arbustive + tree canopy cover). Different patterns were observed under the dominant tree species. In the selective thinning, available N, N immobilized in microbial biomass and soil water content were significantly higher under *Aspidosperma quebracho-blanco* Schlecht., Apocinaceae. In the natural woodland, N availability and nitrifier densities were higher under *Prosopis flexuosa* DC, Fabaceae. The open interspaces between trees exhibited the lowest values of all measured parameters. Possible explanations of observed differences and implications for pasture production are discussed.

Index terms: semiarid woodland, N immobilization-mineralization, soil respiration, ammonifier- and nitrifier densities.

INTRODUCCION

Se considera que los factores más limitantes para el desarrollo de la vegetación en zonas áridas y semiáridas son la disponibilidad de agua y de nitrógeno (Kovda et al. 1979). Estudios realizados en el Chaco Arido Argentino (Mazzarino et al. 1991a), han demostrado que la disponibilidad de nitrógeno bajo árboles en el monte natural es mayor que bajo arbustos y pastizales puros, y que

¹ Aceptado para publicación en 11 de diciembre de 1992.

² Inga. - Agra., Fac. de Ciencias Agropecuarias, Univ. Nacional de Córdoba, Argentina.

³ Dra. Sc. Agra., CONICET - Fac. de Agron. Univ. de Buenos Aires, Argentina. Proyecto GTZ, Apdo. 277, (8400) Bariloche, Argentina.

⁴ Inga. - Agra., Fac. de Agron., Univ. de Buenos Aires, Argentina.

el contenido de agua del horizonte superficial no varía significativamente. De los árboles dominantes en el Chaco, *Prosopis flexuosa* DC (Fabácea) y *Aspidosperma quebracho blanco* Schlecht (Apocinácea), la leguminosa es la que asegura mayor disponibilidad de N debido a la mayor calidad del substrato energético y nitrogenado que aporta (Mazzarino et al. 1991b).

La eliminación del estrato arbóreo en esta región con el objeto de instalar explotaciones ganaderas está conduciendo a problemas de arbustización y, en las zonas más áridas, al avance de médanos (Karlin & Díaz 1984). La necesidad del manejo silvopastoril de las zonas áridas con énfasis en el mantenimiento de árboles leguminosos ha sido sugerido por numerosos autores (Tiedemann & Klemmedson 1973; Bernhard-Reversat 1982; Virginia & Jarrell 1983; Karlin & Díaz 1984; Shankarnarayan et al. 1987; Ormazábal 1991). En la caatinga brasileña la utilización de desmontes selectivos manteniendo 25 y 55% de cobertura arbórea han permitido asegurar una alta producción de forraje y moderada a alta de madera, creando más opciones de producción que bajo desmonte total o monte intacto (Schacht et al. 1988). No existen, sin embargo, estudios básicos sobre los efectos de desmontes selectivos en la dinámica del N y del agua del suelo.

Ambos aspectos fueron analizados en el presente trabajo durante el primer año posterior a un desmonte con mantenimiento de 40% de cobertura arbórea en el Chaco Arido Argentino. Se plantearon las siguientes hipótesis:

1) En el desmonte selectivo la mineralización del N será mayor que en el monte natural, tanto bajo como fuera de los árboles por mayor exposición del suelo a la radiación (mayor temperatura) y menor competencia entre microorganismos y arbustos por N.

2) Las diferencias en la dinámica del N entre especies arbóreas del monte natural se mantendrán en el desmonte selectivo pues no varía el tipo de material aportado por cada especie.

3) Es posible esperar que no varien los contenidos de humedad del suelo de los horizontes superficiales, ya que si bien la exposición

del suelo es mayor, la eliminación de vegetación arbustiva implica mayor economía de agua.

MATERIAL Y METODOS

El lugar de muestreo se encuentra ubicado en el Centro-Oeste argentino (65°30'0", 31°S), en la Reserva Florestal "Los Pocitos", al O de las Sierras de Córdoba. Pertenece al "Chaco Arido de Llanura" caracterizado por temperaturas de verano elevadas e inviernos moderados; precipitaciones estivales, promedio anual de lluvias entre 300-500 mm; índice de evapotranspiración potencial (Thornthwaite) menor de -20 (Cabrera 1976, Morello et al. 1977, Karlin & Diaz 1984). Los suelos son Entisoles de origen aluvial clasificados como Ustorthents. El horizonte superficial (10 cm) presenta concentraciones relativamente altas de N total (1.18-1.82 g kg⁻¹), C orgánico (13.4-19.2 g kg⁻¹) y P disponible (25-40 mg kg⁻¹), las que disminuyen marcadamente en profundidad. El pH es < 8.0 en superficie y > 8.0 en profundidad; hay presencia de carbonatos por debajo de los 10 cm y la capacidad de intercambio catiónico es baja (14-17 cmol kg⁻¹) (Mazzarino et al. 1991a).

El área de muestreo correspondió a un monte natural dominado por *Aspidosperma quebracho-blanco* Schlecht., un árbol no leguminoso de fuste único y copa extendida verticalmente y *Prosopis flexuosa* DC, un árbol leguminoso a menudo ramificado desde la base y copa extendida horizontalmente. La cobertura total (arbustiva+arbórea) fue de aproximadamente 85%, correspondiendo a la cobertura arbórea un 40%. Dentro de esta área se realizó, entre diciembre de 1986 y febrero de 1987, un desmonte selectivo de aproximadamente 1.5 ha, eliminándose todos los arbustos. Troncos y ramas gruesas fueron extraídos para leña; el resto del material permaneció en el campo. Dentro de cada área (desmonte y monte natural) se muestrearon 3 árboles de cada especie de perímetro basal entre 60-100 cm; las muestras se tomaron a aproximadamente 50 cm del tronco. El muestreo de los espacios abiertos entre árboles se realizó a 1-1.5 m del borde de la proyección de la copa de los árboles seleccionados. Los muestreos se llevaron a cabo cada 28 días desde abril de 1987 a mayo de 1988.

El estudio de mineralización de N se realizó siguiendo una modificación del método de Eno (1960) propuesto por Mazzarino et al. (1991a). Para ello se incubaron *in situ* durante 28 días latas de 13 cm de altura y 7 cm de diámetro. El N mineralizado se calculó como la cantidad final de amonio y nitratos a los 28 días menos la cantidad inicial determinada en una muestra extraída en el momento de incubar la lata. El contenido de agua del suelo se determinó por

gravimetría después de secar las muestras a 70°C. El N inmovilizado en biomasa microbiana se determinó siguiendo una modificación del método de fumigación con cloroformo de Jenkinson & Powlson (1976) propuesto por Vitousek & Matson (1985). La densidad de microorganismos se estimó utilizando la técnica de dilución de Pochon & Tardieux (1962) y la tabla de Mc Crady de número más probable (NMP). Para estimar el sustrato energético disponible para los microorganismos se midió la producción de CO₂ a 28°C en muestras incubadas durante 10 días en el laboratorio (Dommergues, 1968). Detalles de las metodologías fueron presentadas en Mazzarino et al. (1991b).

Para evaluar el sustrato nitrogenado fácilmente mineralizable se determinó la mineralización de N en condiciones controladas de humedad y temperatura (Vitousek & Matson, 1985). Dos veces en el año (julio y enero) las muestras fueron incubadas durante 28 días en el laboratorio a 25°C y la humedad mantenida a capacidad de campo por gravimetría.

El análisis estadístico consistió en análisis de varianza (ANOVA) y análisis Duncan de significancia para $P < 0.05$. Se consideraron como tratamientos las dos especies (Prosopis y Aspidosperma) y los espacios abiertos entre árboles en el monte natural y el desmonte selectivo. Se calcularon coeficientes de correlación para evaluar los efectos de la humedad del suelo en los parámetros indicadores de la dinámica del N.

RESULTADOS

Como promedio de todas las fechas, los valores más altos de N disponible, N inmovilizado en biomasa microbiana y humedad del suelo se encontraron bajo Aspidosperma en el desmonte selectivo (Cuadro 1).

Durante la época seca (otoño-invierno), que correspondió al período inmediato de la tala, los parámetros analizados para evaluar la dinámica del N presentaron una marcada variación en el desmonte selectivo, mientras que en el monte natural se mantuvieron aproximadamente constantes (Figs. 1 y 2).

El N inorgánico se acumuló en el suelo durante la época seca y disminuyó en la época húmeda (primavera-verano) (Fig. 1a). Por el contrario, la mineralización neta de N fue baja en la época seca, incluso negativa, aumentando marcadamente en la época húmeda (Fig. 1b). Los valores más altos de N disponible se observaron bajo Aspidosperma en el desmonte selectivo (Cuadro 1). En el caso de la tasa de mineralización, se

observó una tendencia a valores más altos en el desmonte selectivo que en el monte natural, tanto en la comparación entre árboles como entre espacios abiertos; sin embargo, los valores fueron significativamente mayores sólo para los árboles del desmonte selectivo respecto a los espacios abiertos del monte natural (Cuadro 1).

La humedad del suelo fue significativamente mayor bajo Aspidosperma en el desmonte selectivo (Cuadro 1), con una tendencia a valores altos también en los espacios abiertos cercanos a esta especie (Fig. 1c). Se encontraron correlaciones significativas entre mineralización y humedad: $r = 0.63-0.78$, $P < 0.001$ (monte natural, bajo y fuera de Aspidosperma en el desmonte) y $r = 0.37-0.46$, $P < 0.05$ (bajo y fuera de Prosopis en el desmonte).

Durante la época seca se produjo la muerte progresiva de microorganismos (Fig. 2b); el valor más bajo de N inmovilizado en biomasa microbiana se observó en el mes más seco (fines de Septiembre). Al comenzar la época húmeda y cálida, los valores aumentaron marcadamente manteniéndose relativamente constantes a lo largo de este período en el monte natural, mientras que en el desmonte selectivo fueron más variables. La mayor inmovilización se registró bajo Aspidosperma en el desmonte selectivo (Cuadro 1).

El sustrato energético disponible para los microorganismos (respiración del suelo en condiciones controladas) presentó variaciones marcadas durante todo el año, tanto en el desmonte como en el monte natural. No se encontraron correlaciones significativas entre humedad del suelo y sustrato energético o N inmovilizado en biomasa microbiana. Para entender mejor la disponibilidad de sustrato energético, se calculó la relación entre C respirado y N inmovilizado (Fig. 2a), observándose que la mayor disponibilidad de C coincidió con el período de mayor muerte de microorganismos (fines de Septiembre). Con el comienzo de las lluvias se produjo una disminución muy marcada de esta relación tanto en el monte natural como en el desmonte selectivo. En general, los valores de sustrato energético fueron mayores bajo árboles que en los espacios abiertos (Cuadro 1).

CUADRO 1. Nitrógeno mineralizado, disponible e inmovilizado en biomasa microbiana, densidad de microorganismos, humedad y respiración del suelo en un desmonte selectivo y un monte natural del Chaco Arido, bajo los árboles y en los espacios abiertos entre árboles. Los datos son promedios de trece fechas y tres repeticiones por fecha (n=3x13). Letras distintas indican diferencias significativas para P < 0.05.

	Bajo árboles				Espacios abiertos			
	Desmonte Asp.	Pros.	Monte Asp.	Pros.	Desmonte Asp.	Pros.	Monte Asp.	Pros.
Mineralizac. acumulada ug N g ⁻¹	178 a	175 a	115 ab	153 ab	130 ab	97 ab	70 b	80 b
N disponible ug g ⁻¹	24 a	16 b	6 d	12 c	9 cd	8 cd	5 d	5 d
N en biomasa microbiana ug g ⁻¹	139 a	78 cd	96 bc	115 b	86 c	57 de	60 de	49 e
Respiración del suelo ug CO ₂ g ⁻¹	601 a	501 b	488 b	519 ab	494 b	382 c	339 c	373 c
Humedad %	9.2 a	5.7 c	7.9 b	8.2 b	8.1 b	5.5 c	7.6 b	7.7 b
Densidad amonificad. log NMP g ⁻¹	7.2 a	8.0 a	7.4 a	7.2 a	7.3 a	7.4 a	7.2 a	8.1 a
Densidad nitrific. log NMP g ⁻¹	1.1 ab	1.3 ab	1.1 ab	1.8 a	0.8 b	1.3 ab	1.1 ab	0.8 b

La disponibilidad de sustrato nitrogenado fácilmente mineralizable (mineralización neta de N en condiciones controladas) presentó el siguiente comportamiento: a) durante el período seco (invierno) aumentó bajo *Aspidosperma* del desmonte selectivo respecto a esta misma especie en el monte natural, y b) en el período húmedo (verano) fue generalmente mayor bajo árboles que en los espacios abiertos (Cuadro 2).

La densidad de microorganismos nitrificadores fue generalmente más alta bajo *Prosopis* que bajo *Aspidosperma*; los amonificadores no presentaron diferencias significativas entre tratamientos (Cuadro 1). En el caso de amonificadores se observó

una tendencia a aumentar la humedad, no así en el caso de nitrificadores.

DISCUSION

Mazzarino et al. (1991a) encontraron que la disponibilidad de N en condiciones de monte natural en el Chaco Arido es más alta bajo *Prosopis* que bajo *Aspidosperma*, posiblemente debido a la capacidad de la leguminosa de fijar N en profundidad y depositarlo en la superficie en forma de broza (Virginia & Jarrell 1983; Virginia 1986). Sin embargo, cuando se incluyó en el

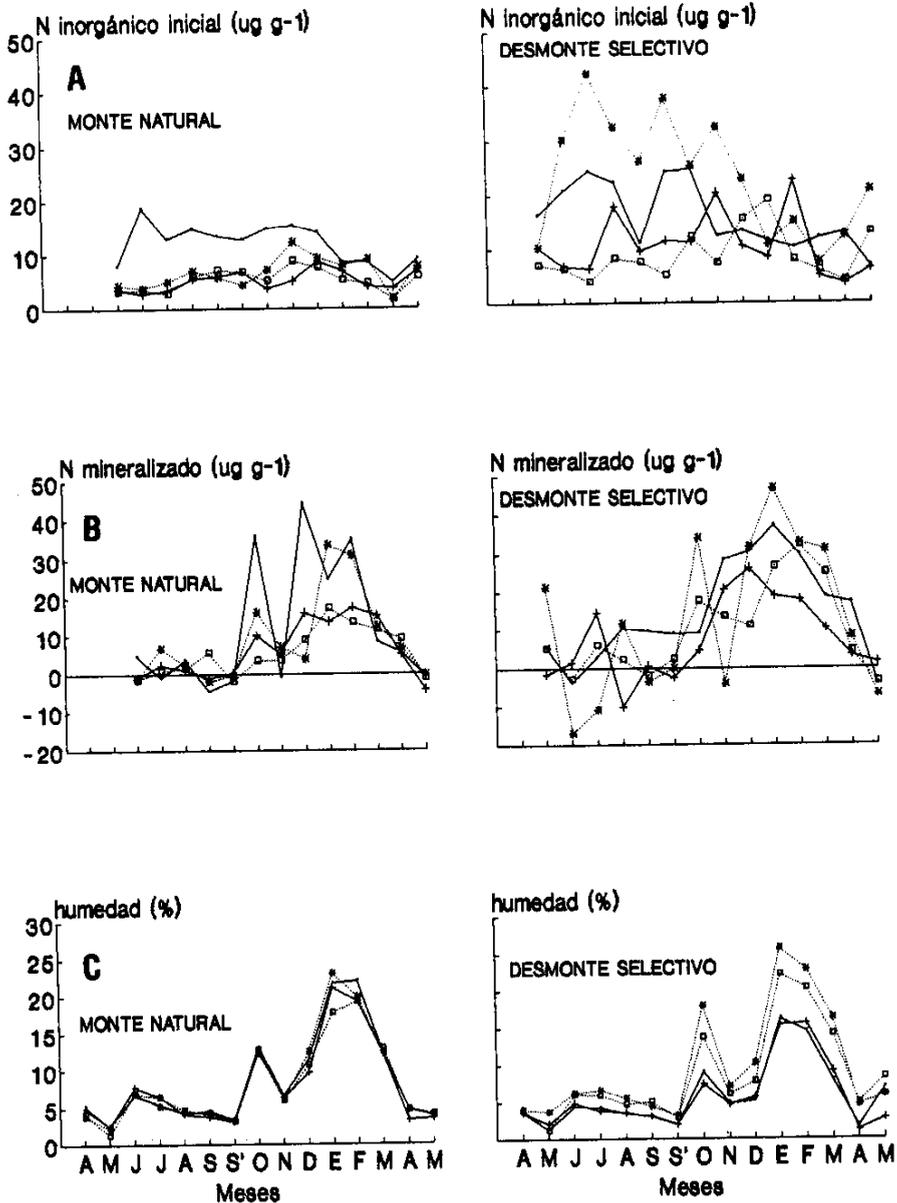


FIG. 1. (A) Nitrógeno disponible, (B) N mineralizado en incubaciones in situ de 28 días y (C) humedad del suelo en un desmonte selectivo y un monte natural del Chaco Arido. Símbolos: ●—● bajo Prosopis, + espacios abiertos cercanos a Prosopis, ×× bajo Aspidosperma, □—□ espacios abiertos cercanos a Aspidosperma. S' = finales de Septiembre.

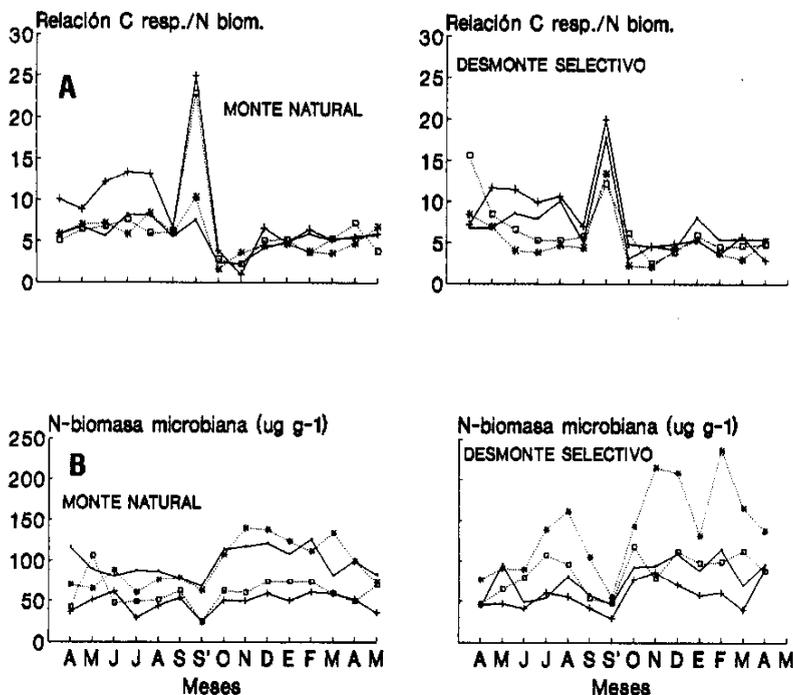


FIG. 2. (A) Relación entre C respirado y N inmovilizado en biomasa microbiana y (B) N inmovilizado en biomasa microbiana en un desmonte selectivo y un monte natural del Chaco Arido. Símbolos: como en Fig. 1.

CUADRO 2. Nitrógeno mineralizado ($\mu\text{g N g}^{-1} 28 \text{ d}^{-1}$) bajo condiciones controladas de humedad y temperatura. Los datos son promedios de tres repeticiones. Letras distintas indican diferencias significativas para $P < 0.05$.

	Bajo árboles				Espacios abiertos			
	Desmonte Asp.	Monte Pros.	Desmonte Asp.	Monte Pros.	Desmonte Asp.	Monte Pros.	Desmonte Asp.	Monte Pros.
Invierno (Julio)	16.8 a	9.8 ab	3.7 b	15.1 ab	14.3 ab	13.3 ab	3.6 b	6.4 ab
Verano (Enero)	27.4 a	22.3 a	13.7 ab	22.8 a	17.3 a	9.9 b	9.9 b	9.2 b

análisis al desmonte selectivo, la mayor disponibilidad de N se observó bajo *Aspidosperma*. La

diferencia encontrada entre ambas situaciones puede explicarse por la diferente estructura de los

árboles. *Aspidosperma* presenta una copa extendida verticalmente que disminuye la competencia por luz y permite un buen crecimiento de arbustos bajo su dosel. Esto no ocurre bajo *Prosopis* que presenta una copa más baja y extendida horizontalmente. El desmonte, por lo tanto, implica una mayor eliminación de arbustos y acumulación de restos vegetales bajo *Aspidosperma* que bajo *Prosopis*. La mayor acumulación de material vegetal bajo *Aspidosperma* se tradujo en un aumento de la calidad del substrato nitrogenado fácilmente mineralizable. Este factor sumado a una mayor disponibilidad de agua, determinó el aumento de la tasa de mineralización y, como consecuencia, de la disponibilidad de N.

También hubo acumulación de restos vegetales en los espacios entre árboles en el desmonte selectivo, aumentando la calidad del substrato nitrogenado y la tasa de mineralización de N respecto a los espacios abiertos en el monte natural. Si se calcula aproximadamente la cantidad de N mineralizado en kg ha^{-1} considerando 40% de cobertura arbórea y 60% de espacios abiertos (Fig. 3), se concluye que la mineralización neta fue 40% mayor en el desmonte que en el monte natural. Estos valores son aproximados, pues en el monte el 60% de la superficie no corresponde sólo a espacios abiertos sino que incluye arbustos. Bajo los arbustos dominantes (*Larrea* sp.), la minera-

lización neta no fue significativamente diferente de los espacios abiertos (Mazzarino et al. 1991a), pero existen en el monte natural otros arbustos (*Acacia furcatispina*, *Condalia microphylla*, *Celtis* sp., *Jodinia rhombifolia*) que no fueron evaluados. El aumento de 40% en la tasa de mineralización neta de N en el desmonte selectivo implica una mayor disponibilidad de N para las pasturas. Sin embargo, este valor es bajo si se lo compara con los aumentos obtenidos después de la tala y quema de montes y bosques naturales de zonas semiáridas (Christensen & Mueller 1975; Greenland 1980; Wetselaar 1980; Humphreys & Craig 1981), sugiriendo que el desmonte selectivo permite un manejo más racional de las reservas de N del suelo, disminuyendo el riesgo de pérdidas por lavado o denitrificación (además de las pérdidas por volatilización en el caso de quema).

La acumulación de restos vegetales en el desmonte selectivo mantuvo niveles relativamente altos de substrato energético. Mazzarino et al. (1991b) sugirieron una probable limitación de carbono en el monte natural al comienzo de la época húmeda, debido al marcado aumento de actividad microbiana; esta situación se repitió, aunque más atenuada, en el desmonte selectivo.

Si bien la tasa de mineralización fue alta bajo *Aspidosperma* en el desmonte, también fue alta la cantidad de N inmovilizada en biomasa microbia-

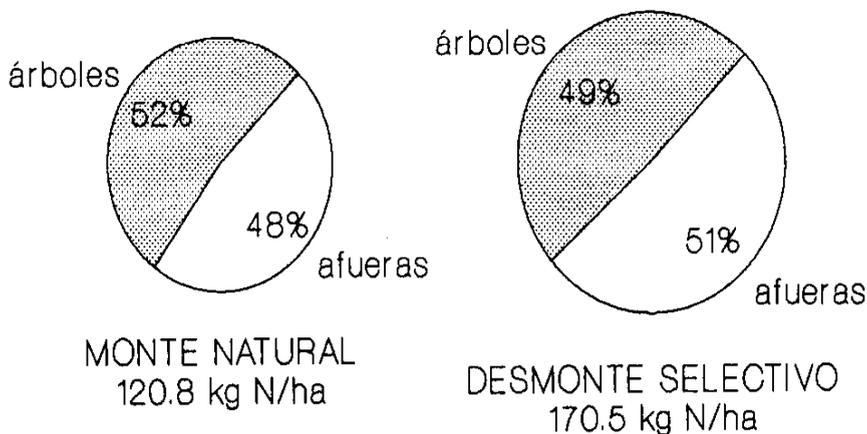


FIG. 3. Nitrógeno mineralizado durante un año (valores acumulados) en un desmonte selectivo y un monte natural del Chaco Arido.

na. Según Vitousek (1981) la mineralización aumenta bajo desmonte debido al aumento de temperatura del suelo (mayor radiación); debido al aporte de hojas vivas con relaciones C:N más bajas que hojas senescentes o muertas, y debido a la disminución de competencia por nutrientes entre raíces y organismos descomponedores. La inmovilización también aumenta porque parte del material en descomposición, raíces muertas y restos leñosos, presentan relaciones C:N altas (> 20-25:1). El proceso de inmovilización de N previene pérdidas por exceso de mineralización después de una alteración del ecosistema (Vitousek et al. 1982), y constituye una reserva de sustrato nitrogenado susceptible de ser mineralizado en el próximo período húmedo (Bernhard-Reversat 1982, Fisher et al. 1987). Según Mazzarino et al. (1991b), 40% del sustrato mineralizado en el monte natural al comienzo de la época húmeda proviene de la muerte de microorganismos durante la época seca. Siendo los valores de mineralización neta igualmente altos bajo *Prosopis* y *Aspidosperma* en el desmonte selectivo, y los de inmovilización más altos bajo *Aspidosperma*, es de esperar, por lo tanto, una mayor disponibilidad de N en el próximo período húmedo bajo esta especie.

El N inorgánico se acumuló en el período seco, disminuyendo marcadamente durante la época húmeda y cálida, debido a la absorción por las plantas y a pérdidas por lixiviación. La acumulación de N inorgánico durante la época seca, a pesar de las bajas tasas de mineralización de N, podría deberse a la ascensión capilar de nitratos (Wetselaar, 1980; Sprent 1987), y/o a efectos microclimáticos, especialmente rocío o condensación de vapor, que estimulan la mineralización de N (Schimmel & Parton 1986). Dado que esta acumulación fue especialmente notable bajo árboles del desmonte selectivo, también es posible suponer que la alteración producida por el desmonte haya inducido pulsos de mineralización en el período más inmediato, que no pudieron ser evaluados con muestreos cada 28 días.

Kirmse et al. (1987) observaron que los cambios microclimáticos asociados a un desmonte parcial en la caatinga brasilera aceleran la descomposición de broza durante la época húmeda, pero no tienen efectos en la época seca. En el

presente caso, los cambios inducidos por el desmonte se manifestaron desde la época seca inmediata a la tala, y se tradujeron en una alta variabilidad de los parámetros analizados en comparación con el monte natural.

Resulta significativo que los niveles de humedad en el suelo hayan sido más altos bajo *Aspidosperma* en el desmonte selectivo que en los demás casos analizados. Si bien el desmonte implica una mayor exposición del suelo a evaporación, los restos vegetales acumulados en la superficie lo protegen, disminuyendo la evaporación. Por otro lado, si la cantidad de arbustos era alta bajo *Aspidosperma*, su eliminación disminuirá las pérdidas por transpiración, dejando más agua disponible en el suelo (Stone 1973; Sprent 1987).

Las referencias bibliográficas sobre el NMP de microorganismos después de un desmonte son contradictorias. Así, Smith et al. (1968) encontraron mayor número de nitrificadores después de la tala de un bosque respecto al bosque intacto, mientras Donaldson & Henderson (1990) no observaron diferencias a pesar de aumentar la mineralización de N. En nuestro caso, los contenidos similares de microorganismos amonificados en todos los tratamientos, y las pequeñas diferencias en densidad de nitrificadores indicarían que no es el número de microorganismos sino la actividad de los mismos lo que determina las diferencias de mineralización observadas.

Las implicaciones a largo plazo de un desmonte total en la productividad de las pasturas puede inferirse a partir de los datos obtenidos para los espacios abiertos entre árboles. Tanto en el desmonte selectivo como en el monte natural, los valores más bajos de N disponible, mineralización neta, y sustrato nitrogenado y energético se encontraron en los espacios abiertos. La acumulación de restos vegetales determinó un aumento de estos valores en los espacios abiertos del desmonte respecto al monte natural, pero es de esperar que se igualen en el tiempo, al descomponer total-mente el material proveniente de la tala.

CONCLUSIONES

1. La eliminación de parte de la cobertura vegetal en el desmonte selectivo determinó un

40% de aumento de mineralización neta de N respecto al monte natural, mientras que el contenido de agua del suelo se mantuvo a niveles similares o más altos que en el monte natural. Por lo tanto, es factible esperar una mayor producción de las pasturas en el desmonte selectivo.

2. En el monte natural la disponibilidad de N fue mayor bajo *Prosopis*, mientras que en el desmonte selectivo fue mayor bajo *Aspidosperma*. Bajo *Prosopis* es posible que se produzca fijación de N en profundidad y acumulación en superficie a través de la broza. La mayor disponibilidad bajo *Aspidosperma* en el desmonte, en cambio, no se debería a la capacidad del árbol de aportar material más rico en N, sino a que su estructura permite un mayor crecimiento de arbustos bajo su dosel, los que al ser talados aportan residuos vegetales mejorando la disponibilidad de sustrato nitrogenado y energético y, en consecuencia, la tasa de mineralización neta.

3. Siendo que la mayor disponibilidad de N bajo *Aspidosperma* proviene del material talado bajo su dosel y no del árbol mismo, es factible suponer que esta disponibilidad disminuirá con el tiempo, cuando haya acabado de descomponerse este material, igualándose a la situación del monte natural. Sin embargo, es posible que la mayor disponibilidad de N bajo *Aspidosperma* continúe al menos un año más, ya que bajo esta especie fue también mayor la inmovilización microbiana de N, lo que implica más sustrato nitrogenado disponible para el próximo período húmedo.

4. En los espacios abiertos entre árboles la disponibilidad de N fue muy baja, y se mantendrá baja en el tiempo ya que los niveles de sustrato nitrogenado y energético y de N inmovilizado en biomasa microbiana fueron también bajos. Como en el caso de *Aspidosperma*, los valores relativamente altos observados en los espacios abiertos del desmonte disminuirán con el tiempo a medida que se descompongan los residuos provenientes de la tala.

AGRADECIMIENTOS

A G. Bronstein y a la Dirección de Áreas Naturales-Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de la Pcia de Córdoba por permitir y fomentar la realización de este trabajo

en la Reserva Forestal Los Pocitos. Los fondos utilizados fueron aportados por la U.S. National Academy of Sciences/National Research Council a través de un subsidio AID a la Cátedra de Manejo de Áreas Marginales, Fac. Ciencias Agropecuarias, Univ. Nac. de Córdoba, Argentina.

REFERENCIAS

- BERNHARD-REVERSAT, B. Biochemical cycle of nitrogen in semiarid savanne. *Oikos*, v.38, p.321-332, 1982.
- CABRERA, A.L. **Regiones Fitogeográficas Argentinas**. Buenos Aires: ACME, 1976. p.1-85.
- CHRISTENSEN, N.L.; MUELLER, C.H. Effects of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma* chaparral. *Ecological Monographs*, v.45, p.29-55, 1975.
- DOMMERCUES, Y. Degagement tellurique du CO₂. Mesure et signification. *Annales de l'Institut Pasteur*, v.115, p.627-656, 1968.
- DONALDSON, J.M.; HENDERSON, G.S. Nitrification potential of secondary-succession upland oak forests. I. Mineralization and nitrification during laboratory incubations. *Soil Science Society of America Proceedings*, v.54, p.892-897, 1990.
- ENO, C.F. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Proceedings*, v.24, p.277-279, 1960.
- FISHER, F.M.; PARKER, I.W.; ANDERSON, J.P.; WHITFORD, W.G. Nitrogen mineralization in a desert soil: Interacting effects of soil moisture and nitrogen fertilizer. *Soil Science Society of America Journal*, v.51, p.1033-1041, 1987.
- GREENLAND, D.J. The nitrogen cycle in West Africa-Agronomic considerations. In: ROSSWALL, T. (Ed.). *Nitrogen cycling in West African ecosystems*. Stockholm: Swedish Acad. Sci., 1980. p.73-81. SCOPE/UNEP Workshop, Ibadan. Dec. 1978.
- JENKINSON, D.S.; POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. Fumigation with chloroform. *Soil Biology & Biochemistry*, v.8, p.167-177, 1976.
- HUMPHREYS, F.R.; CRAIG, F.G. Effects of fire on soil chemical, structural and hydrological properties. In: GILL, A.M.; GROVES, R.H.; NOBLE, Pesq. agropec. bras., Brasília, v.28, n.6, p.709-718, jun. 1993

- I.R. (Eds.). **Fire and the Australian Biota**. [S.l.]: Australian Academy of Science, 1981. p.178-200.
- KARLIN, U.; DIAZ, R. **Potencialidad y manejo de algarrobos en el árido subtropical argentino**. [S.l.:s.n.], 1984. 59p. SECYT-Programa Nacional de Recursos Naturales Renovables. (Proyecto Esp. OEA No. 53).
- KIRMSE, R.D.; PROVENZA, F.D.; MALECHEK, J.C. Effects of clearcutting on litter production and decomposition in semiarid tropics of Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.22, p.205-217, 1987.
- KOVDA, V.A.; SAMOILOVA, E.M.; CHARLEY, J.L.; SKUJINS, J.J. Soil processes in arid lands. In: GOODALL, D.W.; PERRY, R.A.; HOWES, K.M.W. (Eds.). **Arid-Land Ecosystems**. England: Cambridge University Press, 1979. v.1, p.439-470.
- MAZZARINO, M.J.; OLIVA, L.; NUÑEZ, A.; NUÑEZ, G.; BUFFA, E. Nitrogen mineralization and soil fertility in the Dry Chaco Ecosystem (Argentina). **Soil Science Society of America Journal**, v.55, p.515-522, 1991a.
- MAZZARINO, M.J.; OLIVA, L.; ABRIL, A.; ACOSTA, M. Factors affecting nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry Chaco, Argentina). **Plant and Soil**, v.138, p.85-98, 1991b.
- MORELLO, J.; SANCHOLUZ, L.A.; BLANCO, C.A. Estudio macroecológico de los Llanos de La Rioja. **IDIA**, v.34, p.242-248, 1977.
- ORMAZABAL, C.S. Silvopastoral systems in arid and semiarid zones of northern Chile. **Agroforestry Systems**, v.14, p.207-217, 1991.
- POCHON, J.; TARDIEUX, P. **Techniques d'analyse en microbiologie du sol**. Saint Mandé: Ed. de la Tourelle, 1962.
- SCHACHT, W.H.; LONG, J.N.; MALECHEK, J.C. Above-ground production in cleared and thinned stands of semiarid tropical woodland, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.23, p.201-214, 1988.
- SCHIMMEL, D.S.; PARTON, W.J. Microclimatic controls of nitrogen mineralization and nitrification in shortgrass steppe soils. **Plant and Soil**, v.93, p.347-357, 1986.
- SHANKARNARAYAN, K.A.; HARSH, L.N.; KATHJU, S. Agroforestry in the arid zones of India. **Agroforestry Systems**, v.5, p.69-88, 1987.
- SMITH, W.H.; BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E. Response of chemoautotrophic nitrifiers to forest cutting. **Soil Science**, v.106, p.471-473, 1968.
- SPRENT, J.I. **The ecology of the nitrogen cycle**. [S.l.]: Cambridge Studies in Ecology/Cambridge Univ. Press., 1987. 151p.
- STONE, E. The impact of timber harvest on soil and water. In: SETON, F.E. (Ed.). **President's Advisory Panel on Timber and Environment Report**. Washington: United States Government Printing Office, 1973. p.427-467.
- TIEDEMANN, A.R.; KLEMMEDSON, J.O. Nutrient availability in desert grassland soils under mesquite (*Prosopis juliflora*) trees and adjacent open areas. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.37, p.107-110, 1973.
- VIRGINIA, R.A. Soil development under legume tree canopies. **Forest Ecology and Management**, v.16, p.69-79, 1986.
- VIRGINIA, R.A.; JARRELL, W.M. Soil properties in a mesquite-dominated Sonoran Desert ecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, v.47, p.138-144, 1983.
- VITOUSEK, P.M. Clearcutting and the nitrogen cycle. In: CLARK, F.E.; ROSSWALL, T. (Eds.). **Terrestrial Nitrogen Cycles**. Stockholm: [s.n.], 1981. p.631-642. (Ecol. Bull, 33).
- VITOUSEK, P.M.; GOSZ, J.R.; GRIER, C.C.; MELILLO, J.M.; REINERS, W.A. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. **Ecological Monographs**, v.52, p.155-177, 1982.
- VITOUSEK, P.M.; MATSON, P. Disturbance, N-availability and N-losses: and experimental study in an intensively managed loblolly pine plantation. **Ecology**, v.66, p.1360-1376, 1985.
- WETSELAAR, R. Nitrogen cycling in a semiarid region of tropical Australia. In: ROSSWALL, T. (Ed.). **Nitrogen Cycling in West African Ecosystems**. Stockholm: Royal Swedish Acad. Sci., 1980. p.157-170. SCOPE/UNEP Workshop, Ibadan. Dec. 1978.