

# LA SUSTITUCIÓN DE LA SABANA NATIVA POR PLANTACIONES DE PINO Y LA VARIABILIDAD TEMPORAL EN LA BIOMASA MICROBIANA Y LA MINERALIZACIÓN DEL CARBONO Y NITRÓGENO EN EL SUELO

## The Substitution of Native Savanna by Pine Plantations, and the Temporal Variability in Microbial Biomass and Carbon and Nitrogen Mineralization

Yrma Gómez<sup>1‡</sup>, Jorge Paolini<sup>2</sup> y R. M. Hernández<sup>3</sup>

### RESUMEN

El cambio de uso de la tierra y la variabilidad temporal característica de los llanos orientales de Venezuela, son factores que tienen impacto ecológico sobre las poblaciones y actividades microbianas. Específicamente, en esta región, una gran extensión de sabanas nativas, ha sido reemplazada por plantaciones de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*; sin embargo, se conoce poco sobre el impacto que este cambio de uso de la tierra produce en la calidad de los suelos. Este estudio investiga la magnitud en la cual la biomasa microbiana y los parámetros involucrados en las actividades mineralizadoras del carbono (C) y el nitrógeno (N) son afectados por el cambio de uso de la tierra y la variabilidad temporal. El estudio se realizó durante los períodos de sequía y lluvias. La biomasa microbiana se determinó a través del método de la fumigación-extracción (FE). La actividad mineralizadora del C no se realizó determinando la actividad de la  $\beta$ -glucosidasa, y la mineralización del N a través de la amonificación de la arginina (AA) y la actividad de la proteasa-N $\alpha$ -benzoil- L-arginamida (proteasa-BAA). Los resultados evidenciaron que estos parámetros son indicadores de variaciones en la calidad del suelo. El cambio de uso de la tierra afectó la biomasa microbiana y la tasa de mineralización del C y el N. La mayor biomasa microbiana presente en la plantación de pino, así como la menor actividad mineralizadora del C y el N en esta plantación, sugieren, que una mayor preservación de estos nutrientes ocurre en pinares; lo cual favorece

la calidad del suelo. La dinámica temporal de la biomasa microbiana en la sabana nativa y en la plantación de pino no está acoplada a la variación temporal de la mineralización del C y el N de estos sistemas.

**Palabras clave:** amonificación de la arginina, carbono microbiano, nitrógeno microbiano,  $\beta$ -glucosidasa, proteasa-BAA.

### SUMMARY

Land use change and the temporal variability characteristic of the eastern plains of Venezuela are factors that have ecological impact on populations and microbial activities. Specifically, in this region, a large extension of native savanna has been replaced by plantations of *Pinus caribaea* var. *hondurensis*; however, little is known about the impact that this land use change produces in the quality of these soils. This study investigates the magnitude in which the microbial biomass and the parameters involved in the carbon (C) and nitrogen (N) mineralization activities are affected by land use change and temporal variability. The study was conducted during the dry and rainy periods. Microbial biomass was determined through the fumigation-extraction method (FE). Carbon mineralization activity was measured by determining the  $\beta$ -glucosidase activity and N mineralization through arginine ammonification (AA) and protease-N $\alpha$ -benzoyl-L-arginamide activity (protease-BAA). The results showed that these parameters are indicators of changes in soil quality. Land use change affected the microbial biomass and C and N mineralization rate. The higher microbial biomass in the pine plantation, as well as the lower C and N mineralization activity in this plantation, suggests that more of these nutrients are preserved in pine plantations, improving soil quality. The temporal dynamics of microbial biomass in the native savanna and in the pine plantation is not related to the temporal variability of C and N mineralization of these systems.

<sup>1</sup> Universidad de Oriente, Laboratorio de Investigaciones Biológicas Apartado Postal 1231 Puerto la Cruz, Estado Anzoátegui, Venezuela.

<sup>‡</sup> Autor responsable (irmagomez52@hotmail.com)

<sup>2</sup> Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC), Centro de Ecología. Apartado Postal 21827, 1020-A Caracas, Venezuela.

<sup>3</sup> Universidad Simón Rodríguez IDECYT, Laboratorio de Biogeoquímica. Apartado Postal 47925, 1041-A Caracas, Venezuela.

**Index words:** *arginine amination,  $\beta$ -glucosidase, microbial carbon, microbial nitrogen, protease-BAA.*

## INTRODUCCIÓN

En Venezuela una gran extensión (615 000 ha) de las llanuras orientales ha sido sustituida por plantaciones de pino caribe (*Pinus caribaea* var. *hondurensis* Barr. y Golf.); sin embargo, a pesar de la importancia y magnitud de este desarrollo forestal, el cual constituye la plantación monoespecífica más grande del trópico (Cedeño *et al.*, 2001), se conoce poco sobre el impacto que este cambio de uso de la tierra y la variabilidad temporal tienen sobre la biomasa microbiana y sus actividades. La importancia de este estudio radica fundamentalmente, en que la actividad microbiana es responsable en gran medida, entre otras cosas, de los procesos de transformación y descomposición de los residuos orgánicos, y del ciclaje de los nutrientes, factores que influyen sobre la fertilidad del suelo, la productividad, y por ende sobre la calidad del mismo.

Dado que la biomasa microbiana y la mineralización de la materia orgánica son parámetros que están determinados por la acumulación y calidad de la materia orgánica incorporada al suelo, por cada una de las especies vegetales que caracterizan a los ecosistemas, así como por las condiciones físicas y químicas del suelo y la actividad microbiana (Swift *et al.*, 1979), es de esperarse que la sustitución de la sabana nativa por plantaciones de pino caribe en Uverito, provoque cambios en la estructura de las poblaciones microbianas, la tasa de los procesos biogeoquímicos y la calidad del suelo.

En la actualidad, es posible la detección temprana de cambios de la calidad del suelo a través de diversos parámetros biológicos. Entre los parámetros microbiológicos usados como indicadores altamente sensibles, ante el efecto de las prácticas de manejo y cambios de uso de la tierra, está la biomasa microbiana (Anderson y Domsch, 1993; Sparling, 1997; Yeates y Sagar, 1998), la cual a pesar de constituir el reservorio más lábil del C y el N (Jenkinson y Ladd, 1981), determina la productividad de los ecosistemas. El carbono de la biomasa microbiana ( $C_{mic}$ ) permite predecir, en un corto plazo, la sustentabilidad de las prácticas de manejo del suelo y del cambio de uso de la tierra (Goberna *et al.*, 2007), mientras que el nitrógeno microbiano ( $N_{mic}$ ) es un indicador importante para la cuantificación de la dinámica del N en los ecosistemas, ya que éste controla

la disponibilidad y las pérdidas del N en el suelo (Moore *et al.*, 2000).

Entre los parámetros bioquímicos que dan información sobre la dinámica del C y el N en el suelo, están las actividades de la  $\beta$ -glucosidasa, la proteasa-N $\alpha$ -Benzoil-L-arginamida (BAA) y la amination de la arginina (AA). La determinación de la actividad de la  $\beta$ -glucosidasa, es importante por su papel clave en el ciclaje de la materia orgánica del suelo y es un parámetro bioquímico de gran utilidad para monitorizar la calidad del mismo (Bandick y Dick, 1999; Turner *et al.*, 2002). Mientras que la actividad de la proteasa-BAA y la amination de la arginina, brindan información sobre la tasa de mineralización del N en el suelo. La primera es una enzima limitante en este proceso (Ladd y Paul, 1973), y la segunda se emplea como un índice de la mineralización del N (Bonde *et al.*, 2001).

Dada la escasa información sobre estos aspectos en sabanas tropicales, y específicamente en suelos de los llanos orientales de Venezuela, en esta investigación se planteó como objetivo examinar el efecto de la sustitución de la sabana nativa por plantaciones de pino caribe, y de la variabilidad temporal, sobre el C y N microbiano y los parámetros bioquímicos involucrados en las actividades mineralizadoras del C y el N en estos suelos. La determinación de estos parámetros permitirá establecer, si este cambio de uso de la tierra afecta la biomasa microbiana, el ciclaje de nutrientes y la calidad del suelo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de Estudio

El área de estudio está localizada en Uverito, Venezuela, a una altitud entre 50-60 m. Ésta es parte de una antigua altiplanicie del Pleistoceno conocida como Mesa de Guanipa (Brito *et al.*, 1975). La sabana nativa de esta área está dominada por una vegetación herbácea (*Trachypogon* spp.) con parches aislados de árboles de bosques de vegetación semidecidual (*Curatella americana*, *Bowdichia virgiloides* y *Byrsonimia crassifolia*).

La zona está caracterizada por suelos altamente intemperizados y de baja fertilidad (Brito *et al.*, 1975), lo cual se explica por su origen e historia erosiva. Estos suelos han sido clasificados como Arenic Haplustox, Psamentic Haplustox y Oxic Haplustults (Márquez *et al.*, 1994).

El muestreo fue llevado a cabo durante el período de sequía, (marzo, valores promedio mensual: precipitación 7.3 mm, evaporación 254.39 mm) y lluvias (julio, valores promedio mensual: precipitación 188.3 mm, evaporación 154.46 mm). La media anual de la temperatura del aire durante estos períodos varió de 32.7 a 22.4 °C, y la temperatura del suelo registrada en los primeros 10 cm de profundidad varió de 34.5 a 28.1 °C durante las temporadas de sequía y lluvia, respectivamente (Vizáes, 2004).

En el área objeto de estudio se seleccionaron dos sitios: la sabana nativa (8° 31' N, 62° 38' O), considerada como control, y una plantación de *P. caribaea* var. *hondurensis* de 29 años de edad (8° 39' N, 62° 38' O). En cada una de ellas se demarcaron tres transeptos, a lo largo de los cuales se establecieron cinco puntos de muestreo. En cada punto se tomaron muestras por triplicado, las cuales se homogenizaron para formar tres muestras compuestas por transepto. Las muestras de suelo fueron recolectadas con un barreno a una profundidad de 0-10 cm. La hojarasca del piso del bosque fue removida previo al muestreo. Las muestras fueron colocadas en bolsas plásticas, transferidas al laboratorio, tamizadas (2 mm) y almacenadas a 4 °C hasta su análisis.

### **Análisis Físico y Químico del Suelo**

El contenido de humedad fue determinado mediante un analizador de humedad y el pH del suelo se estimó en agua (1:5). El C orgánico total se estimó por el método de oxidación del dicromato de Walkey-Black (Anderson e Ingram, 1993), el N total por el método de Kjeldahl (Bremner, 1965) y la concentración de P total por el método colorimétrico del azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962) después de un digestión nítrico-perclórica.

### **Biomasa Microbiana**

El Cmic y el Nmic se determinaron por el método de la fumigación-extracción (Sparling y West, 1988). Triplicados de 20 g de suelo a humedad de campo fueron estabilizados por cinco días, posteriormente fumigada con cloroformo libre de alcohol (Jenkinson y Polwson, 1976) e incubados por 24 h. Los controles permanecieron sin fumigar. Una vez evacuado el cloroformo las muestras se sometieron a extracción con 100 mL de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.5 M.

El Cmic y el Nmic fueron calculados por diferencia entre el C y el N extraídos de la solución del suelo

de las muestras fumigadas y no fumigadas. Para el cálculo del Nmic y el Cmic se usaron factores de conversión (Brookes *et al.*, 1985; Vance *et al.*, 1987, respectivamente).

### **Actividad de la β-glucosidasa**

La actividad de la β-glucosidasa fue determinada por el método de Eivazi y Tabatabai (1988). Un gramo de las muestras de suelo fueron incubadas a 37 °C por 1 h con 4 mL del buffer universal modificado (BUM), ajustado a pH 6.0, y 1 mL de p-nitrofenil-β- lucopiranosido 25 mM como sustrato. La reacción fue detenida mediante la adición de 1 mL de CaCl<sub>2</sub> 0.5 M. El p-nitrofenol liberado fue extraído con 4 mL de la solución amortiguadora trishidrometilaminometano (0.1 M pH 12) y determinado espectrofotométricamente a 420 nm. Los valores se expresaron en μg de p-nitrofenol g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

### **La Actividad de la Proteasa-Nα-Benzoil-L-Arginamida (proteasa-BAA)**

La actividad de la proteasa-BAA se determinó por el método descrito por Alef y Nannipieri (1995). Para ello, 1 g de suelo fue incubado por 90 min en una solución buffer fosfato 0.2 M, pH 7. Como sustrato se emplearon 0.5 mL de N-α-benzoil-L-argininamida (BAA). El volumen de la muestra fue completado a 10 mL con agua destilada y centrifugado a 1250 g por 10 min. El NH<sub>4</sub><sup>+</sup> liberado fue determinado por el método del indofenol descrito por Kandeler y Gerber (1988) y medido con un espectrofotómetro a 660 nm. Los resultados fueron expresados en μg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

### **Amonificación de la Arginina**

La amonificación de la arginina (AA) fue determinada por triplicado según el método descrito por Alef y Kleiner (1986). A 2 g de suelo a humedad de campo se le añadieron gota a gota 0.5 mL de una solución de arginina (0.2% en agua). Las muestras fueron incubadas por 4 h a 37 °C y extraídas con 8 mL de KCl (2 M). Luego fueron agitadas por 30 min y centrifugadas a 1250 g por 10 min.

El amonio liberado en cada extracto fue determinado espectrofotométricamente a 600 nm por el método del indofenol utilizando salicilato de sodio e hipoclorito de sodio (Kandeler y Gerber, 1988). Los resultados fueron expresados en μg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>.

## Análisis Estadísticos

Todos los análisis se realizaron por triplicado y los datos fueron tratados estadísticamente mediante un análisis de varianza de dos vías para determinar el efecto del cambio de uso de la tierra, la variabilidad temporal y la interacción de ambos factores. Los análisis se realizaron a través del programa estadístico SPSS.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis físico y químico de los suelos de Uverito refleja que éstos son arenosos en su horizonte superficial (en promedio es de 86.64%), lo cual permite un drenaje excesivo, efecto que explica el bajo contenido de humedad de los mismos (1.9% durante la época seca y 4.1 % durante la época lluviosa). Son suelos fuertemente ácidos (pH 3.5 - 4.9) que poseen una fertilidad natural muy baja, en los cuales el contenido de C orgánico total no supera los 3 g kg<sup>-1</sup>, el N total varía entre 0.1 y 0.4 g kg<sup>-1</sup> y el contenido de P total entre 25 y 36 mg kg<sup>-1</sup> (Cuadro 1). Estas son características que constituyen factores altamente limitantes para las poblaciones microbianas y sus actividades.

### Biomasa Microbiana

La sustitución de la sabana nativa por plantaciones de pino caribe provocó un incremento significativo ( $P < 0.001$ ) del C microbiano (Cmic) y del nitrógeno microbiano (Nmic) en el suelo (Figura 1 A y B). Este incremento, puede estar relacionado en parte a las mejores condiciones microclimáticas, y al mayor contenido de C presente en el pinar con respecto a la sabana nativa, así como a la composición y eficiencia de la comunidad microbiana en la utilización del sustrato disponible presente en este sistema forestal. Gómez *et al.* (2008) informaron sobre valores más bajos

del cociente metabólico ( $qCO_2$ ) en Uverito con respecto a la sabana nativa, lo cual indica una mayor eficiencia en la utilización del C para la síntesis celular bajo este sistema. Estos parámetros microbiológicos sugieren que una cantidad significativa de C se encuentra preservada en el suelo de esta zona, por lo que este sistema podría contribuir, no sólo con su biomasa aérea y subterránea, sino también con la biomasa microbiana del suelo, a la captura de parte del CO<sub>2</sub> emitido hacia la atmósfera.

En contraste, al efecto de la sustitución del sistema de sabanas por pinares sobre la biomasa microbiana, la variación temporal no ejerció un efecto significativo sobre el Cmic y el Nmic presentes en ambos sistemas (Figura 1A y B). Estos resultados coinciden con los informes de Luizao *et al.* (1992) en estudios realizados para suelos de zonas tropicales.

### β-glucosidasa

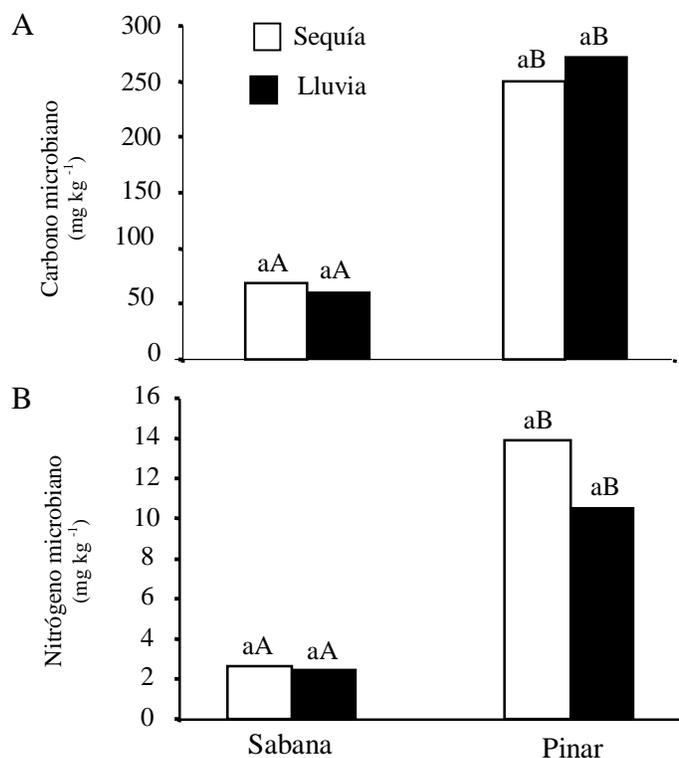
El cambio de uso de la tierra provocó una variación significativa ( $P < 0.001$ ) sobre la actividad de la β-glucosidasa (Figura 2). Los mayores valores de la actividad de esta enzima en la sabana nativa, evidenciaron que en ésta ocurre una mayor tasa de mineralización del C, efecto atribuido a la mejor calidad de la materia orgánica incorporada al suelo, la cual está caracterizada por un sustrato celulósico con baja relación C/N, de más fácil degradación que el del pinar, el cual posee una alta relación C/N (Pastor *et al.*, 1987). En el caso específico de los tejidos del *P. caribaea* y otras especies del género, éstos poseen un alto contenido de compuestos recalcitrantes (Paul y Clark 1989; Barnola *et al.*, 1997), que afectan la actividad microbiana y la mineralización del C y de otros nutrientes contenidos en sus residuos (Martens *et al.*, 2000).

La variabilidad temporal afectó significativamente la actividad de la β-glucosidasa, la cual mostró una mayor tasa de la mineralización del C durante la temporada

**Cuadro 1. Características físicas y químicas de suelos de Uverito, Venezuela en sabana y plantaciones de pino caribe.**

Sistema	Período	Textura	Humedad	pH	Carbóno orgánico total	Nitrógeno total	Fósforo total
			%		g kg <sup>-1</sup>		mg kg <sup>-1</sup>
Sabana	Sequía	Arenoso	1.9 a	3.5 a	1.8 a	0.23 b	25.0 a
	Lluvia		2.5 b	4.9 b	1.9 b	0.17 a	27.1 b
Pinar	Sequía		2.2 a	3.5 a	2.8 b	0.42 b	36.0 b
	Lluvia		4.1 b	4.1 b	2.2 a	0.10 a	31.9 a

Los valores entre temporadas climáticas, para un mismo sistema, seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes (n = 9; t-Student  $P < 0.05$ ).



**Figura 1. Efecto de la variabilidad temporal y el uso de la tierra sobre el carbono microbiano (A) y nitrógeno microbiano (B).** Letras minúsculas distintas para un mismo uso de la tierra, denotan diferencias significativas entre las temporadas climáticas. Letras mayúsculas distintas para una misma temporada climática, denotan diferencias significativas entre los usos de la tierra.  $n = 9$ ;  $F = ***$  ( $P \leq 0.001$ ).

lluviosa, efecto asociado a las mejores condiciones de humedad, temperatura y actividad microbiana, factores que influyen sobre la actividad microbiana y controlan los procesos de descomposición de la materia orgánica (Maire *et al.*, 1999). Las mejores condiciones de humedad favorecen el proceso de mineralización de la materia orgánica que permanece acumulada durante el período de sequía (Bottner, 1985).

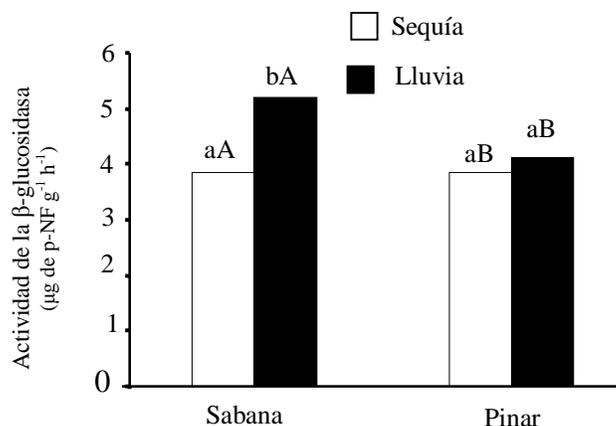
### Proteasa-BAA

La sustitución de la sabana nativa por plantación de pino caribe provocó un efecto significativo ( $P < 0.001$ ) sobre la actividad de la proteasa-BAA, la cual fue mayor en la sabana nativa ( $4.83 \mu\text{g de N-NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) (Figura 3A). Las diferencias en el grado de actividad de esta enzima, que se producen entre la sabana nativa y el pinar, están determinadas por las características químicas de la materia orgánica presente en los residuos de ambos sistemas. En el caso del pinar, la menor actividad de la proteasa-BAA está asociada al bajo contenido de N de las acículas de pino; así como a la relación C/N (Taylor *et al.*, 1989), al contenido de lignina

(Fogel y Cromack, 1997) y a la relación lignina/N presentes en estos residuos (Melillo *et al.*, 1982); características que determinan a su vez, la calidad de la materia orgánica para los organismos degradadores presentes en este sistema (Cornu *et al.*, 1997).

Otro factor importante asociado a las diferencias en la actividad mineralizadora del N en los sistemas de sabanas y pinares, son las poblaciones microbianas propias de cada una de ellos; así como la actividad metabólica de los mismos. Es posible, que ante la introducción del pino caribe, el cual no es nativo de la zona de estudio, el contenido químico de sus hojas pudiese resultar en un sustrato inadecuado para mantener las poblaciones microbianas autóctonas de la zona, y favorecer a las poblaciones zimógenas, lo cual afecta la diversidad catabólica en esta zona, y por ende la tasa de mineralización en estos suelos, en el cual domina el componente fúngico (Scheu y Parkinson, 1994).

Al igual que la actividad de la  $\beta$ -glucosidasa, la actividad de la proteasa-BAA varió con la temporada climática ( $P < 0.001$ ), tanto en la sabana nativa como en la plantación de pino caribe (Figura 3A). Esta tendencia

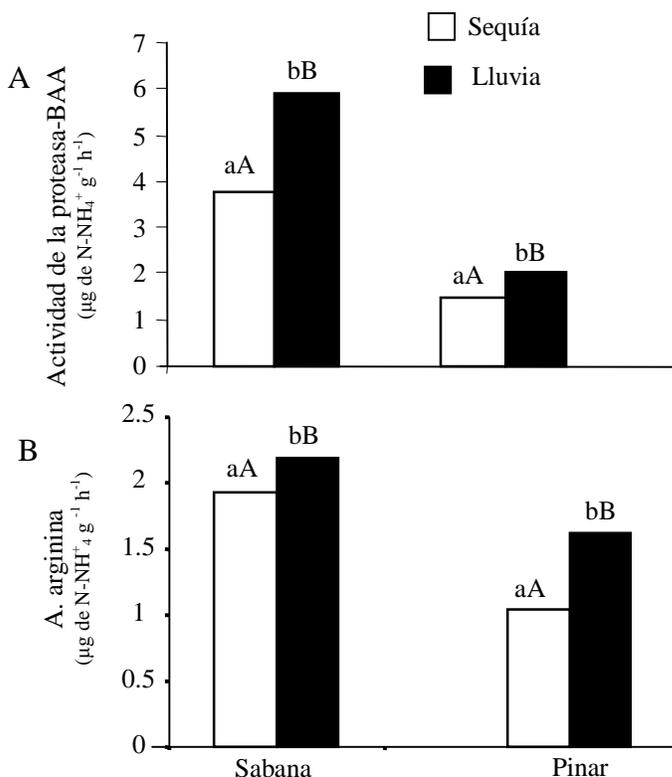


**Figura 2. Efecto de la variabilidad temporal y el cambio de uso de la tierra sobre las actividades de la  $\beta$ -glucosidasa.** Letras minúsculas distintas para un mismo uso de la tierra, denotan diferencias significativas entre las temporadas climáticas. Letras mayúsculas distintas para una misma temporada climática, denotan diferencias significativas entre los usos de la tierra.  $n = 9$ ;  $F = ***$  ( $P \leq 0.001$ ).

temporal de la actividad de la proteasa-BAA, en ambos sistemas, confirma que una mayor tasa de mineralización del N se produce durante el período de lluvias, lo cual coincide con los informes de Watanabe y Hayano (1996) y Wick *et al.* (2002).

### Amonificación de la Arginina

El cambio de uso de la tierra en Uverito influyó en forma significativa ( $P < 0.000$ ) sobre la AA, la cual mostró su mayor actividad en la sabana nativa (Figura 3B).



**Fig. 3. Efecto de la variabilidad temporal y el cambio de uso de la tierra sobre las actividades de la proteasa- BAA (A) y la amonificación de la arginina (B).** Letras minúsculas distintas para un mismo uso de la tierra, denotan diferencias significativas entre las temporadas climáticas. Letras mayúsculas distintas para una misma temporada climática, denotan diferencias significativas entre los usos de la tierra.  $n = 9$ ;  $F = ***$  ( $P \leq 0.001$ ).

Este grado de actividad de la AA en la sabana nativa con respecto al pinar indica, que en ésta existe un mayor potencial para llevar a cabo la mineralización del N. Similares resultados han sido informados por Lin y Brookes (1999) y Saggar *et al.* (2001), quienes indicaron que en los sistemas de gramíneas se produce una mayor AA, en comparación a los sistemas de bosques, y confirman los informes de Lilienfein *et al.* (2000), quienes señalaron que una reducida degradación de la materia orgánica ocurría en los bosques de *P. caribaea* con respecto a la vegetación del Cerrado (sabana tropical localizada en la región de las llanuras altas de Brasil). Una vez más, estas diferencias están relacionadas a la calidad de los residuos y a la diversidad catabólica característica de las poblaciones microbianas que se desarrollan en cada uno de estos sistemas, las cuales determinan la actividad mineralizadora en el suelo.

Aunque la AA ha sido considerada como un indicador de la biomasa microbiana del suelo (Alef y Kleiner, 1987; Leirós *et al.*, 2000), en esta investigación, ésta no mostró el mismo patrón experimentado por la biomasa microbiana frente al cambio de uso de la tierra y la variabilidad temporal (Figura 1 y 3B), lo cual sugiere, que ésta parece ser un parámetro más eficiente en detectar las variaciones de la actividad mineralizadora del N, tal como lo informaron Bonde *et al.* (2001).

Los resultados de este estudio confirman los señalamientos de Raubuch y Joergensen (2002), e indican que en la sabana nativa y en la plantación de pino caribe, los patrones de variación temporal del Cmic y Nmic no están acoplados al patrón temporal de la mineralización del C y el N. Estas diferencias se deben a que en el suelo no sólo se encuentran las enzimas bióticas provenientes de los microorganismos proliferantes, sino que también se encuentran las enzimas libres acumuladas en la fracción del suelo (Burns, 1982) las cuales actúan independientemente de las variaciones de la biomasa microbiana.

La temporada lluviosa incrementó la AA tanto en la sabana nativa como en el pinar (Figura 3B). La mayor actividad de la AA ( $2.2 \mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) ocurrida durante la temporada húmeda en los sistemas estudiados apoya los señalamientos de Bonde *et al.* (2001), referentes a que ésta responde rápida y efectivamente a las lluvias, y confirma que una mayor mineralización del N se produce durante este período.

## CONCLUSIONES

- La sustitución de la sabana nativa por pinares en Uverito, Venezuela afecta la calidad de suelo y el ciclaje del carbono y nitrógeno en éste. El mayor contenido de carbono microbiano (Cmic) y nitrógeno microbiano (Nmic), y la menor tasa de mineralización del C y del N en el sistema de pinares, sugiere, que en este sistema ocurre una mayor preservación de estos nutrientes en el suelo. En la plantación de pino caribe, tanto la biomasa vegetal como la biomasa microbiana que se desarrolla en este sistema, pueden actuar como mitigadores del CO<sub>2</sub> que se libera a la atmósfera. En contraste, el sistema de sabana promueve una menor calidad del suelo debido a su menor biomasa microbiana y mayor tasa de mineralización del C y el N.
- La dinámica temporal de la biomasa microbiana en la sabana nativa y en la plantación de pino caribe no está acoplada a la variación temporal de la mineralización del C y el N en Uverito.

## LITERATURA CITADA

- Alef, K. and D. Kleiner. 1986. Arginine ammonification a simple method to estimate microbial activity potentials in soils. *Soil Biol. Biochem.* 18: 233-235.
- Alef, K. and D. Kleiner. 1987. Applicability of arginine ammonification as indicator of microbial activity in different soils. *Biol. Fertil. Soils* 5: 148-151.
- Alef, K. and P. Nannipieri. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. London, UK.
- Anderson, J. M. and J. S. Ingram. 1993. *Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods*. CAB International, Wallingford, UK.
- Anderson, T. H. and K. H. Domsch. 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25: 393-395.
- Bandick, A. K. and R. P. Dick. 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1471-1479.
- Barnola, L. F., M. Hasegawa, and A. Cedeño. 1997. Mono and sesquiterpene variation in *Pinus caribaea* and its relationship to *Atta laevigata* herbivory. *Biochem. Syst. Ecol.* 22: 437-455.
- Bonde, T. A., T. H. Nielsen, M. Miller, and J. Sørensen. 2001. Arginine ammonification assay as a rapid index of gross N mineralization in agricultural soils. *Biol. Fertil. Soils* 34: 179-184.
- Bottner, P. 1985. Response of microbial biomass to alternate moist and dry conditions with <sup>14</sup>C and <sup>15</sup>N labeled plant material. *Soil Biol. Biochem.* 17: 329-337.
- Bremner, J. M. 1965. Total nitrogen. pp. 1149 - 1178. *In*: A. Black. (ed.). *Methods of soil analysis*. (Part 2). (Agronomy 9). American Society Agronomy. Madison, WI, USA.

- Brito, P., J. Comerma y R. Cañizales. 1975. Aptitud de las tierras de la zona de Chaguaramas, Estado Monagas, para la siembra de *Pinus caribaea*. *Agron. Trop.* 25: 295-304.
- Brookes, P. C., A. Landman, G. Pruden, and D. S. Jenkinson. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17: 837-842.
- Burns, R. G. 1982. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14: 423-427.
- Cedeño, L., C. Carrero, W. Franco y A. Torres L. 2001. *Sphaeropsis sapinea* asociado con quema de cogollo muerte regresiva y cáncer en troncos, ramas y raíces del pino caribe en Venezuela. *Interciencia* 26: 210-215.
- Cornu, S. F., R. C. C. Luizao, J. Rouiller, and Y. Lucas. 1997. Comparative study of litter decomposition and mineral element release in two Amazonian forest ecosystems: litter bag experiments. *Pedobiologia* 41: 456-471.
- Eivazi, F. and M. A. Tabatabai. 1988. Glucosidase and galactosidase in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20: 601-606.
- Fogel, R. and K. Cromack Jr. 1977. Effect of habitat and substrate quality on Douglas fir litter decomposition in western Oregon. *Can. J. Bot.* 55: 1632-1640.
- Goberna, M., J. Sánchez, J. A. Pascual, and C. García. 2007. *Pinus halapensis* Mill. plantations did not restore organic carbon, microbial biomass and activity levels in a semiarid Mediterranean soil. *App. Soil Ecol.* 36: 107-115.
- Gómez, Y., J. Paolini y R. M. Hernández. 2008. Efecto de la sustitución de la sabana nativa de los llanos orientales de Venezuela por plantaciones *Pinus caribaea* var. *hondurensis* (pinaceae) sobre parámetros indicadores de cambios en el contenido de carbono del suelo. *Rev. Biol. Trop.* 56: 2041-2053.
- Jenkinson, D. S. and D. S. Polwson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil- I. Fumigation with chloroform. *Soil Biol. Biochem.* 8: 167-177.
- Jenkinson, D. S. and J. N. Ladd. 1981. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. pp. 415-471. *In*: E. A. Paul y J. N. Ladd (eds.). *Soil biochemistry*. Vol.5. Marcel Dekker, Nueva York, NY, USA.
- Kandeler, E. and H. Gerber. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils* 6: 68-72.
- Ladd, J. N. and E. A. Paul. 1973. Changes in enzymic activity and distribution of acid-soluble, amino acid-nitrogen in soil during nitrogen immobilization and mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 5: 825-840.
- Leirós, M. C., C. Trasar-Cepeda, S. Seoane, and F. Gil-Sotres. 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. *Soil Biol. Biochem.* 32: 733-745.
- Lilienfein, J., W. Wilcke, S. do Cormo Lima, L. Vilela, R. Thomas, and W. Zech. 2000. Nutrient concentrations in soil solution of some Brazilian Oxisols under conventional and no-tillage systems in the early part of the rainy season. *Aust. J. Soil Res.* 38: 851-866.
- Lin, Q. and P. C. Brookes. 1999. Arginine ammonification as a method to estimate soil microbial biomass and microbial community structure. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1985-1997.
- Luizao, R. C. C., T. A. Bonde, and T. Rosswall. 1992. Seasonal variation of soil microbial biomass- the effects of clearfelling a tropical rainforest and establishment of pasture in the central Amazon. *Soil Biol. Biochem.* 24: 805-813.
- Maire, N., D. Borcard, E. Laczko, and W. Matthey. 1999. Organic matter cycling in grassland soils of the Swiss Jura mountains: biodiversity and strategies of the living communities. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1281-1293.
- Márquez, O., R. Hernández G., W. Franco y F. Visáez. 1994. Factores edáficos y estado nutricional de plantaciones de *Pinus caribaea* en relación a la muerte regresiva, en Uverito, Estado Monagas. *Venesuelos.* 2: 15-18.
- Martens, D. A. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32: 361-369.
- Melillo, J. M., J. D. Aber, and J. F. Muratore. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626.
- Moore, J. M., S. Klose, and M. A. Tabatabai. 2000. Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. *Biol. Fertil. Soils* 31: 200-210.
- Murphy, J. and J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chem. Acta* 27: 31-36.
- Pastor, J., R. H. Gardner, V. H. Dale, and W. M. Post. 1987. Successional changes in nitrogen availability as a potential factor contributing to spruce declines in boreal North America. *Can. J. For. Res.* 17: 1394-1400.
- Paul, E. A. and F. E. Clark. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. San Diego, CA, USA.
- Raubuch, M. and R. G. Joergensen. 2002. C and net N mineralization in a coniferous forest soil: the contribution of the temporal variability of microbial biomass C and N. *Soil Biol. Biochem.* 34: 841-849.
- Saggar, S., C. B. Hedley, and G. J. Salt. 2001. Soil microbial biomass, metabolic quotient, and carbon and nitrogen mineralization in 25-year-old *Pinus radiata* agroforestry regimes. *Aust. J. Soil Res.* 39: 491-504.
- Scheu, S. and D. Parkinson. 1994. Changes in bacterial and fungal biomass C, bacterial and fungal biovolume and ergosterol content after drying, remoistening and incubation of different layer of cool temperate forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1515-1525.
- Sparling, G. P. 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. pp. 67-119. *In*: C. E. Pankhurst, B. M. Doube, and V. V. S. R. Gupta (eds.). *Biological indicators of soil health*. CABI. International, New York, NY, USA.
- Sparling, G. P. and A. W. West. 1988. Modifications to the fumigation-extraction technique to permit simultaneous extraction and estimation of soil microbial C and N. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 19: 327-344.
- Swift, M. J., O. W. Heal, and J. M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publications. Witham, Essex, UK.
- Turner, B. L., D. W. Hopkins, P. M. Haygarth, and N. Ostle. 2002.  $\beta$ -Glucosidase activity in pasture soils. *Appl. Soil Ecol.* 20: 157-162.
- Taylor, B. R., D. Parkinson, and W. F. J. Parsons. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70: 97-104.

- Vance, E. D., P. C. Brookes, and D. S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil with microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- Visález, F. J. 2004. Anuario climatológico para el período 1991-2004 en. CVG-PROFORCA, CVG-Productos Forestales de Oriente. El Merey, Venezuela.
- Watanabe, K. and K. Hayano. 1996. Seasonal variations in extracted protease's and relationship to overall soil protease and exchangeable ammonia in paddy soils. *Biol. Fertil. Soils* 21: 89-94.
- Wick, B., R. F. Kühne, K. Vielhauer, and P. L. G. Vlek. 2002. Temporal variability of selected soil microbial and biochemical indicators under different soil quality conditions in southwestern Nigeria. *Biol. Fertil. Soils* 35: 155-167.
- Yeates, G. W. and S. Saggiar. 1998. Comparison of soil microbial properties and fauna under tussock-grassland and pine plantation. *J. Royal Soc. New Zealand* 28: 523-535.