

SECUESTRO DE METANO (CH₄) BAJO COBERTURA DE BOSQUE NATIVO

S. Ontiveros¹, S. Manrique², J. Franco³, D. Camacho⁴

Instituto de Investigaciones en Energía No Convencional (INENCO), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y Universidad Nacional de Salta (UNSa) – Avda. Bolivia 5150, A 44408 FVY Salta, Argentina. Tel.: 0387-4255533 – E-mail:

silvinaontiveros@yahoo.com.ar

Recibido 13/08/18, aceptado 27/09/18

RESUMEN: Se cuantificaron los flujos de metano (CH₄) en suelos de Bosques de Galería (BG) y Bosques de Filo (BF) (interfaz suelo-atmósfera), en diferentes épocas de registros (2016-2017), aplicando el método de la cámara estática. La tasa media de secuestro de CH₄ en BG (-11,87 ng. m⁻² s⁻¹) fue 6,5% superior a la del BF (-11,10 ng. m⁻² s⁻¹), aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($H=1,31$; $p=0,2515$). La tasa máxima en BG fue de -13,35 ng. m⁻² s⁻¹ y en BF de -12,01 ng. m⁻² s⁻¹. Se observó un comportamiento estacional de los flujos de CH₄ en BG ($H=18,31$; $p=0,0001$) y BF ($H=13,24$; $p=0,0013$), acorde con reportes anteriores. Se analizó la correlación entre la tasa de secuestro de CH₄ con parámetros ambientales. Este estudio aporta al conocimiento de los flujos de CH₄ en suelos forestales del NOA, de suma utilidad en futuros inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

Palabras clave: bosque nativo, cambio climático, cámaras estáticas, suelos forestales, secuestro de metano.

INTRODUCCION

La concentración atmosférica de CH₄ se ha duplicado desde el inicio de la revolución industrial a un valor actual de 1.8 μl/l. Entre los gases de efecto invernadero (GEIs) emitidos a la atmósfera, el CH₄ presenta un mayor potencial de calentamiento global, en comparación al CO₂ (Hsu et al., 2009). En los suelos, el CH₄ es producido por metanogénesis bajo condiciones anaerobias y es consumido por microorganismos metanotróficos que usan O₂ y CH₄ para su metabolismo bajo condiciones aeróbicas (Dutaur y Verchot, 2007). Se considera que las mayores fuentes de emisiones netas de CH₄ provienen de la agricultura (IPCC, 2007) y de ambientes de suelos anaeróbicos, tales como humedales y arrozales (Li et al., 2002).

Por otra parte, en los ecosistemas forestales el CO₂, N₂O y CH₄ son las trazas principales de los gases intercambiados entre el suelo y la atmósfera (Lavoie et al., 2013). Esto ha generado que los ecosistemas terrestres sean considerados dentro de estrategias de mitigación, teniendo en cuenta que son reguladores vitales de las concentraciones atmosféricas de GEIs, y que una gran cantidad de dichos GEIs se producen y consumen a través de los procesos del suelo (Canadell et al., 2007). Por esta misma razón, los bosques –y en particular los suelos forestales- han sido identificados como los más eficientes sumideros con respecto a otros ecosistemas (Kolb, 2009).

El estudio de la capacidad de capturar CH₄ de los distintos ecosistemas forestales, como así, su respuesta frente a cambios de uso de suelo, resulta por tanto un insumo fundamental para estimar con precisión los inventarios de GEIs a escala local, regional o global. Sin embargo, no hay suficiente información generada al respecto (Kooch et al., 2015) y se han encontrado unos pocos estudios sobre

1 Becaria doctoral del CONICET

2 Investigadora Asistente del CONICET.

3 Investigadora Adjunta del CONICET

4 Estudiante Ing. Recursos Naturales y Medio Ambiente

intercambio de GEIs suelo-atmósfera, principalmente en regiones templadas y/o tropicales (Javed Igbal et al., 2009). Particularmente en Argentina, estudios de mediciones directas de flujos de GEIs solo se reportaron para plantaciones de diferentes especies arbóreas (*Eucalyptus viminalis*, *Pinus radiata*), plantaciones de especies mixtas deciduas y pasturas en la Pampa Argentina (Priano et al., 2013). Y más recientemente se han comenzado a estudiar los bosques del noroeste del país (Ontiveros et al., 2016).

El objetivo de este estudio es aportar en el entendimiento de la dinámica de los flujos de CH₄ en suelos de bosques nativos de la provincia de Salta, observando su relación con variables ambientales edáficas y microambientales, por medio del monitoreo y cuantificación de dicho gas en diferentes épocas del año (2016-2017). Se aplica la técnica de la cámara estática cerrada, ya que este método presenta mayor facilidad técnica, práctica y operacional frente a otros existentes (Butterbach-Bahl et al., 2011; Denmead., 2008). La CE es adecuada para detectar flujos trazas de gases, tanto de CH₄ como de NO₂ (Lapitan et al., 1999) y puede aplicarse además para determinar los flujos de CO₂ (Pumpanen et al., 2004). El enfoque estático basado en cámara descrito aquí es un método eficiente para medir el flujo de GEI de los sistemas del suelo, como lo demuestran los primeros estudios en la zona (Ontiveros et al., 2016). La información generada contribuirá al armado de una base de datos que será de utilidad en futuros inventarios nacionales de GEI.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Reserva Privada Campo Alegre (RPCA), perteneciente al Club de Amigos de la Montaña de Salta, departamento La Caldera (26 km hacia el norte de la ciudad de Salta Capital). La RPCA está ubicada sobre el faldeo occidental de las sierras Subandinas bordeando el embalse Campo Alegre por el este, entre las coordenadas 24°34' latitud sur y 65° 21' longitud oeste (Figura 1). El clima es subtropical serrano con estación seca, con una precipitación media anual de 800-900 mm, concentradas (80%) entre Diciembre-Marzo. La temperatura media anual es de 17°C. Los suelos son pocos desarrollados, con texturas pesadas con un 40% de arcilla en superficie que incrementa en profundidad (60%) y escaso desarrollo de un horizonte B (Neumann et al., 2009).

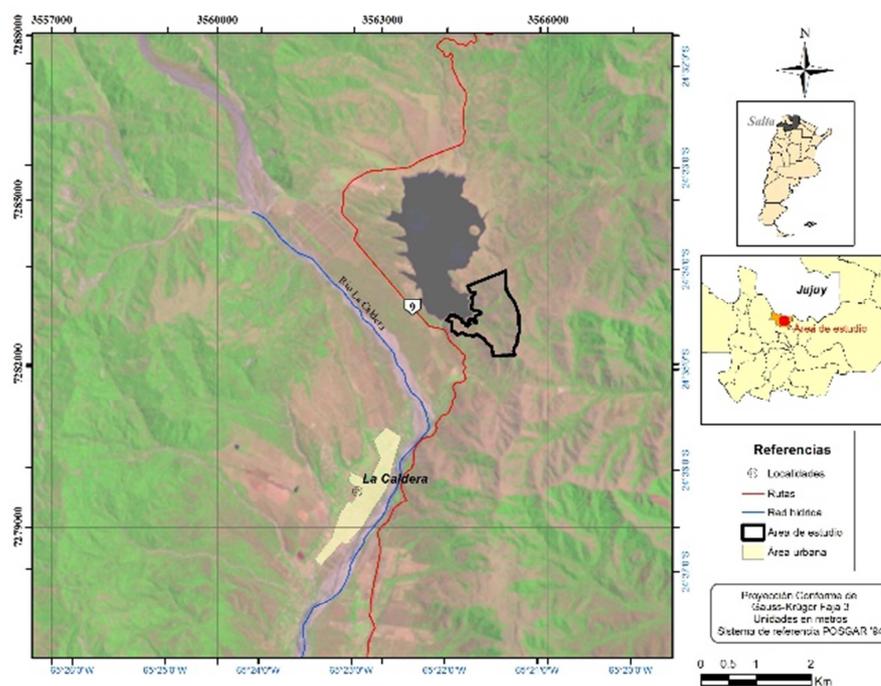


Figura 1: Ubicación y vías de acceso de la Reserva Privada de Campo Alegre-La Caldera (Salta).

La vegetación corresponde a una zona transicional entre las Provincias Fitogeográficas de Yungas y Chaco (Cabrera, 1976), pudiendo identificarse diferentes facetas de estos ecosistemas definidos por factores de exposición, pendiente y altitud (Ontiveros et al., 2015). El estudio se centró en suelos forestales de estratos definidos como Bosque de Galería (BG) y Bosque de Filo (BF). El BG es un bosque húmedo mejor constituido que el segundo, localizado en las quebradas y desagües naturales, que ocupa cerca de 12 ha (11,15% de la superficie total de RPCA). Muestra especies típicas del ecosistema de Yungas y fue moldeado por perturbaciones antrópicas y factores climáticos locales, hallándose en proceso de restauración natural (Ontiveros *et al.*, 2018). Las especies dominantes (con mayor área basal) son *Scutia buxifolia*, *Sebastiania commersoniana*, *Allophylus edulis* y *Blepharocalyx salicifolius*, siendo además junto con *Sebastiania brasiliensis* las especies en mayor densidad (Ontiveros et al., 2018). El BF es un bosque nativo más seco que se sitúa sobre las divisorias de aguas de las serranías circundantes a la Reserva. También se trataría de un bosque degradado por perturbaciones antrópicas (incendios de pastizal, sobrepastoreo animal, uso del bosque), las cuales operaron con mayor intensidad antes de que la zona fuera convertida en Reserva (Ontiveros et al., 2018). La vegetación en este sector es predominantemente de Chaco serrano, ocupando cerca de 22 ha (20,4% de la superficie total de RPCA). Las especies dominantes son: *Acacia caven* y *Vassobia breviflora*, siendo las mismas junto con *Sapium haematospermum* las especies con mayor densidad.

Mediciones de flujo de CH₄

Entre las diferentes técnicas existentes, se optó por registrar los flujos de CH₄ mediante el método de la cámara estática cerrada (CE), considerando que es uno de los más conocidos y sencillos para llevar a cabo estudios de GEIs en los ecosistemas terrestres. Las CE empleadas fueron construidas de acero inoxidable y tapa de grilón, equipadas con un orificio de caucho y válvula para extraer las muestras de gases (diámetro de 16 cm y altura total de 17 cm). Las mismas se clavaron 5 cm en suelos forestales (sin retirar el mantillo), con un diseño aleatorio. Los muestreos se realizaron en Noviembre del año 2016 (N16), y Marzo (M17) y Setiembre del año 2017 (S17), estas mediciones correspondieron a la continuación del periodo de muestreo reportado en Ontiveros *et al.* (2016). Las mediciones se hicieron en los mismos rangos horarios (10:00 am-17:00 pm), utilizando 3 cámaras por punto de muestreo (que consistió en parcelas de 100 m²). Considerando que las estimaciones de flujos mejoran al tomar mayor cantidad de muestras a expensas de un menor número de cámaras (Levy *et al.*, 2011), se tomaron 5 muestras de gases (colectadas en jeringas de 20 ml) por cámara, en intervalos de tiempo regulares (0, 10, 20, 30, 40 minutos), para determinar el aumento de las concentraciones de los gases (Itoh et al., 2012; Luo y Zhou et al., 2006). Posteriormente las muestras de gases fueron conservadas en viales de 12 ml, para analizar la concentración (ppm) en laboratorio (Figura 2).



Figura 2: Muestreo (arriba), Cámara estática (CE) (abajo izquierda) y toma de muestras y trasvase a viales (abajo derecha).

Determinación de la Concentración de CH₄ (ppm)

La concentración de CH₄ (ppm) se determinó en el Laboratorio de Investigaciones en Física e Ingeniería de la Universidad Nacional del Centro en la Provincia de Buenos Aires (Tandil), mediante cromatografía gaseosa (GC) en un equipo Agilent, 7890A equipado con un FID y una columna de 1,8-m Poropak Q (80/100 mallas). Las temperaturas del horno, el inyector y detector estaban en 50, 250 y 250 °C, respectivamente. La velocidad de flujo del gas portador (He) fue de 30 ml/min. Los gases de la llama (H₂ y O₂) se fijaron en 30 y 400 ml/min, respectivamente.

Determinación de los Flujos de CH₄

Los flujos de CH₄ (ng. m⁻² s⁻¹), son expresados en unidades de masa sobre una determinada superficie y tiempo y fueron determinados por el incremento de la concentración de los gases en la cámara (ppm), durante un cierto periodo de tiempo (Pumpanen et al., 2004).

La primera aproximación en la determinación de los flujos es realizar un gráfico de regresión lineal simple (concentración vs tiempo) extrayendo del mismo, el valor de la pendiente (ppm/min). Se tomó como criterio utilizar los resultados de las cámaras cuya regresión tuviera un ajuste de $R^2 \geq 0,7$. Se asumió que las pendientes negativas (-) indicarían un secuestro del gas (flujos negativos) y pendientes positivas (+) indicarían emisiones de CH₄ (flujos positivos). Los flujos se calcularon aplicando la *Ley de Gases Ideales*, determinando la concentración en moles (moles/s cm³) y realizando el pasaje a unidades de masa (ng/s cm³). El área de la cámara se obtuvo con el volumen de la misma (cm³) a partir de la altura promedio de la cámara (cm) clavada al suelo. Se consideraron condiciones normales de presión (1 atm).

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \quad (1)$$

Donde:

P: presión (atm)

V: volumen de la cámara (cm³)

n: moles de gas

R: constante = 0,0821 l·atm·K⁻¹·mol⁻¹

T: temperatura interna de la cámara (°C)

Variables edáficas y microclimáticas

En cada punto donde fuera colocada una cámara, se registraron de manera simultánea variables edáficas y microclimáticas. Se colectaron muestras compuestas de suelo (al lado de cada cámara), a una profundidad de 0-10 cm (Figura N°1). Posteriormente en laboratorio se determinaron las siguientes variables: densidad aparente (Da), contenido de carbono orgánico (Co), humedad del suelo (Hu), porosidad (Po), porcentaje de poros cubiertos con agua (PPCA). La Da se determinó mediante el método del cilindro. Las muestras fueron secadas en estufa durante 72 horas a 105 °C. La Da fue calculada de la siguiente manera:

$$Da \text{ (g/cm}^3\text{)}: Ps/Vc \quad (2)$$

Donde:

Da: Densidad aparente (g/cm³)

Ps: peso seco de la muestra (g)

Vc: volumen del cilindro (100 cm³)

El Co se estimó mediante el método de Walkley y Black. (1934). La Hu se determinó mediante el método gravimétrico según:

$$Hu \text{ (%)}: (Ph/Ps) \cdot 100: (Pt-Ps/Ps) \cdot 100 \quad (3)$$

Donde:

Hu: humedad del suelo (%)

Ph: peso del agua existente en la masa del suelo (g)

Ps: peso de la muestra seca (g)

Pt: peso de la muestra húmeda (g)

La Po y el PPCA (porcentaje de poros cubiertos de agua), se estimaron a partir de los resultados de humedad y densidad aparente:

$$Po \text{ (%)}: 1-Da/Dr \quad (4)$$

Donde:

Po: porosidad del suelo (%)

Da: densidad aparente (g/cm^3)
 Dr: densidad real: $2,65 \text{ g}/\text{cm}^3$

$$\text{PPCA} (\%) = \text{Hu} * \text{Da} * (1/\text{Po}) \quad (\text{USDA}, 2004) \quad (5)$$

Donde:
 PPCA: porcentaje de poros llenos de agua (%)
 Hu: humedad del suelo (%)
 Da: densidad aparente (g/cm^3)
 Po: porosidad del suelo (%)

La temperatura ambiente (T_a) se midió con un sensor externo, la temperatura interna de la cámara (T_i) mediante termocupla instalada en el interior de cada cámara y la temperatura del suelo (T_s), se midió con un termómetro para suelo. Estas variables se midieron en cada extracción de las muestras de CH_4 .

Análisis de los datos

Los resultados se procesaron con el software Infostat (2016), evaluando los flujos de CH_4 comparativamente entre unidades ambientales y épocas de muestreo dentro de cada sitio (BG y BF), aplicando la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis y comparaciones post hoc, empleando un nivel de significancia de $\alpha: 0,05$. Para conocer la relación entre los parámetros microambientales (edáficos y climáticos) y los flujos de CH_4 , se realizaron correlaciones múltiples (coeficiente de Spearman).

RESULTADOS

Los flujos de CH_4 fueron negativos (-) para los suelos forestales de ambas unidades ambientales estudiadas (BG y BF), indicando que en las épocas muestreadas, estos suelos capturan o secuestran CH_4 atmosférico. En otras palabras, prevalecen los mecanismos de oxidación por encima de los mecanismos de reducción del CH_4 . La tasa media de secuestro de CH_4 obtenida en BG es 6,5% superior a la del BF, aunque estas diferencias no resultaron estadísticamente significativas ($H=1,31$; $p=0,2515$) (Tabla 1).

	BG		BF	
	Media	DS	Media	DS
Flujo medio CH_4 ($\text{ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	-11,87	1,86	-11,10	0,70

Tabla 1: Flujo medio de CH_4 ($\text{ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en cada tipo de bosque. Medias y desvío estándar (DS).

Un análisis al interior de cada sitio, mostró que en BG se obtuvo una tasa mínima de secuestro de CH_4 de $-9,69 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ y una tasa máxima de $-13,35 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Mientras que en BF, la tasa mínima de secuestro fue de $-10,3 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ y la máxima de $-12,01 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Tabla 2).

Época de muestreo	Estadístico	Unidad ambiental			
		BG		BF	
N16	Media	-12,56	a	-10,30	b
	DS	1,21		0,03	
M17	Media	-9,69	b	-11,29	a
	DS	0,24		0,03	
S17	Media	-13,35	a	-12,01	a
	DS	1,38		0,04	
Flujo medio CH_4 ($\text{ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	Media	-11,87		-11,10	
	DS	1,86		0,70	

Tabla 2: Flujo de CH_4 ($\text{ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) registrado por época de muestreo en cada unidad ambiental. Medias y desvío estándar (DS). El signo negativo representa mecanismos de captura de CH_4 . Letras distintas en una misma columna indican significancia estadística ($p < 0,05$).

Mientras que en BF, las diferencias significativas se dieron entre los registros del año 2016 (N16) y los del 2017 (M17 y S17) ($H=13,24$; $p=0,0013$) (Tabla 2). Los resultados de las variables microambientales obtenidas en cada tipo de bosque, se muestran en la siguiente tabla (Tabla 3).

Variables	Unidad Ambiental					
	BG			BF		
	N16	M17	S17	N16	M17	S17
Da (g/cm ³)	0,99±0,19	1,18±0,11	1,84±0,1	1,07±0,12	1,20±0,04	1,75±0,17
Co (%)	2,46±0,51	3,39±0,89	2,87±0,2	2,48±0,30	4,17±0,30	2,97±0,03
Po (%)	0,63±0,07	0,56±0,04	0,31±0,04	0,59±0,04	0,55±0,02	0,34±0,06
PPCA (%)	13,83±2,53	2,88±0,77	16,27±1,51	15,12±2,75	3,45±1,06	10,3±1,34
Hu (%)	38,36±7,76	5,67±1,97	12,83±1,6	34,59±1,40	6,33±1,53	9,00±1,00
Ti (°C)	23,64±4,23	19,25±0,78	18,29±0,78	22,27±1,22	18,34±0,20	20,81±0,13
Ta (°C)	22,13±4,36	16,7±1,12	17,07±0,33	23,23±1,74	17,88±0,91	18,13±0,34
Ts (°C)	14,40±0,30	16,81±0,54	14,37±0,28	16,50±0,80	15,88±0,27	16,49±0,76

Tabla 3: Variables microambientales de BG y BF. Medias y desvío estándar (\pm).

Los resultados de la correlación entre la tasa de secuestro de CH₄ con las variables edáficas y microambientales se observan en las siguientes tablas (Tablas 4 y 5):

	Flujo CH ₄	Da (g/cm ³)	Co (%)	Po (%)	PPCA (%)	Hu (%)	Ti (°C)	Ta (°C)	Ts (°C)
Flujo CH ₄	1	0,49	0,85	0,49	0,37	0,36	0,71	0,38	0,4
Da (g/cm ³)	0,21	1	0,05	9,10E-04	0,01	0,06	0,07	0,5	0,02
Co (%)	-0,06	-0,58	1	0,05	0,16	0,76	0,6	0,03	0,82
Po (%)	-0,21	-1	0,58	1	0,01	0,06	0,07	0,5	0,02
PPCA (%)	0,27	0,76	-0,43	-0,76	1	1,80E-04	0,26	0,44	0,01
Hu (%)	0,29	0,56	-0,1	-0,56	0,88	1	0,29	0,86	7,30E-04
Ti (°C)	0,11	-0,54	-0,17	0,54	-0,34	-0,33	1	0,43	0,02
Ta (°C)	-0,27	0,2	-0,63	-0,2	0,23	0,06	0,24	1	0,82
Ts (°C)	-0,25	-0,71	0,07	0,71	-0,82	-0,83	0,71	0,07	1

Tabla 4: Correlación de flujos de CH₄ con variables microambientales en BG. Coeficiente de Spearman/probabilidades.

	Flujo CH ₄	Da (g/cm ³)	Co (%)	Po (%)	PPCA (%)	Hu (%)	Ti (°C)	Ta (°C)	Ts (°C)
Flujo CH ₄	1	0,34	0,34	0,34	0,65	0,96	0,29	0,95	0,65
Da (g/cm ³)	-0,43	1	0,08	0,03	0,04	0,1	3,10E-04	0,14	0,14
Co (%)	0,43	-0,77	1	0,08	0,06	0,08	0,04	0,34	0,08
Po (%)	0,43	-1	0,77	1	0,04	0,1	3,10E-04	0,14	0,14
PPCA (%)	-0,2	0,94	-0,83	-0,94	1	0,07	0,01	0,18	0,11
Hu (%)	-0,03	0,72	-0,75	-0,72	0,78	1	0,13	0,32	0,35
Ti (°C)	-0,52	0,99	-0,84	-0,99	0,93	0,69	1	0,17	0,1
Ta (°C)	-0,03	0,66	-0,43	-0,66	0,6	0,49	0,64	1	0,08
Ts (°C)	-0,2	0,66	-0,77	-0,66	0,71	0,46	0,72	0,77	1

Tabla 5: Correlación de flujos de CH₄ con variables microambientales en BF. Coeficiente de Spearman/probabilidades.

La relación de los factores microambientales (edáficos y climáticos) estudiados con la tasa de secuestro de CH₄ por cámara es entre moderada y baja, aunque en ningún caso resultó significativa.

Para BG, los factores edáficos son los que muestran una relación más fuerte con la tasa de secuestro de CH₄ -mayormente de influencia positiva- aunque con bajos valores de coeficientes, oscilando entre r=0,29 (Hu), r=0,27 (PPCA) y r=0,21 (Da). Solo Po influye de manera inversa (y débil) en el secuestro y la relación de Co es prácticamente despreciable. Entre los factores climáticos, se destaca Ta y Ts mostrando relaciones débiles y de influencia inversa.

En el caso de BF, también los factores edáficos muestran relaciones de mayor fuerza con la tasa de secuestro de CH₄ que en BG, con coeficientes de r=0,43 para Co y Po (directos) y de idéntica magnitud pero sentido inverso para Da. Entre las variables climáticas, se destaca la Ti con una relación moderada e inversa (r=0,52) con la tasa de secuestro de CH₄.

Por otra parte se obtuvieron correlaciones lineales significativas y lógicas entre otras variables edáficas, tales como: Po y PPCA (*correlación directa, $p=0,01$*) en ambos sitios, Po y Co (*directa, $p=0,05$*) en BG, Co y Da (*inversa, $p=0,05$*) en BG, Hu y PPCA (*directa, $p<0,05$*) en BG. Mientras que en BF se obtuvo una correlación significativa, entre Po y PPCA (*directa, $p=0,04$*).

DISCUSIÓN

Tasa de secuestro de CH₄ por unidad ambiental y época de muestreo

En términos generales, las mayores áreas de secuestros de CH₄ se encuentran en el Hemisferio sur (Tremblay et al., 2005; Ridwell et al., 1999), donde los bosques tropicales, son los principales sumideros de carbono, que a su vez presentan los mayores secuestros de CH₄ (Tremblay et al., 2005; Smith et al., 2003). En nuestro caso, durante el periodo evaluado, los suelos forestales de ambas unidades ambientales (BG y BF) se comportaron como sumideros de CH₄ atmosférico, es decir se obtuvieron flujos negativos

(-). Con respecto a la tasa media de secuestro de CH₄, se obtuvo -11,87 ng. m⁻² s⁻¹ en BG y -11,10 ng. m⁻² s⁻¹ en BF. Siendo la tasa media de secuestro de CH₄ de BG 6,5% superior a la del BF, aunque estas diferencias no resultaron estadísticamente significativas (Tabla 1).

Realizando un análisis hacia el interior de cada unidad ambiental, en BG obtuvimos que las tasas máximas de secuestro de CH₄ fueron en los meses de primavera: S17 y N16 (-13,35 ng. m⁻² s⁻¹ y -12,56 ng. m⁻² s⁻¹) y la mínima tasa de secuestro de CH₄ en otoño: M17 (-9,69 ng. m⁻² s⁻¹), coincidiendo con los resultados de mediciones reportadas en un periodo anterior (Ontiveros et al., 2016). Se observó una clara estacionalidad, con diferencias estadísticamente significativas entre el secuestro de CH₄ de primavera con respecto a otoño; coincidiendo los máximos secuestros con elevados contenidos de humedad del suelo (Hu) y alta temperatura ambiente (Ta) (Tablas 2 y 3).

Con respecto a las tasas de secuestro de CH₄ en BF, los máximos valores se registraron entre los meses de S17 y M17 y el mínimo secuestro en N17, siendo esta diferencia estadísticamente significativa (Tabla N°2). En esta unidad ambiental no se observa una clara estacionalidad. Sin embargo, el valor obtenido de máximo secuestro fue en setiembre (-12,01 ng. m⁻² s⁻¹), lo cual coincide con la tasa máxima que también fue obtenida en la misma época (aunque con un valor absoluto ligeramente superior), en reportes anteriores (Ontiveros et al., 2016).

En bosques tropicales de Colombia (Municipio de Alcalá), se reportó una tendencia similar de máximo secuestro de CH₄ en época de primavera-verano (-15,06 a -21,03 ng. m⁻² s⁻¹) (Carvajal Venegas, 2008); aunque con valores de mayor magnitud que los registrados en el presente.

Se encuentra bien documentado que los flujos de CH₄ en los suelos, presentan fuertes variaciones estacionales (Ridwell et al., 1999; Potter et al., 1996), en donde las variaciones estacionales en el secuestro de CH₄ son inducidas por las diferencias en las precipitaciones y temperaturas, observando que las lluvias afectan fuertemente el secuestro anual de CH₄, como resultado de su efecto sobre la humedad del suelo y la difusividad del gas (Borken et al., 2003). Otros estudios (Guckland et al., 2009) evidenciaron que las diferencias en la precipitación durante el período de crecimiento vegetal (mayo-septiembre) en bosques deciduos templados (Thuringia-Alemania) provocaron una variación interanual significativa del secuestro de CH₄.

Relación entre la tasa de secuestro de CH₄ y parámetros ambientales

La tasa de producción de CH₄ depende de la distribución de los microorganismos a lo largo del perfil del suelo, la cual no es uniforme debido a la variabilidad de nutrientes en los distintos microambientes presentes (Carrillo, 2003). Por otra parte, el transporte del gas está condicionado fuertemente por las propiedades físicas del suelo; la difusividad de cada gas en el medio es la que controla el movimiento y ésta varía en tiempo y profundidad porque depende de factores como la textura, porosidad, densidad aparente y el contenido de agua en el suelo (Dutaur y Verchot, 2007; Smith et al., 2003, 2000; Ridwell et al., 1999; Potter et al., al 1996). Ejerciendo algunos factores mayor influencia sobre otros; tales como el contenido de humedad del suelo, que influye directamente en la difusividad del gas (Guckland et al., 2009; Borken et al., 2006; Borken et al., 2000; Smith et al., 2000). En este sentido, entendemos que la

dinámica de secuestro de CH₄ en la Interfaz Suelo Atmósfera (ISA) estaría determinado por procesos físicos tales como la difusividad del gas y por procesos microbianos tales como estructura-actividad de bacterias metanotróficas principalmente.

Relaciones inversas entre el secuestro de CH₄ y la humedad del suelo se reportaron en varios trabajos realizados en ecosistemas de plantaciones (Pampa-Argentina), bosques prístinos y bosques boreales (Priano et al., 2013; Price et al., 2004; Smith et al., 2000; Dobbie and Smith., 1996). En general, esta correlación inversa, resulta esperable porque la humedad del suelo influye en el proceso de difusión del gas, ya que cuando mayor es el contenido de humedad del suelo, menor es el secuestro de CH₄, por la limitación del agua en la difusión del gas hacia el interior del suelo. Esta situación se obtuvo en suelos forestales de BF, aunque la correlación entre estas variables mostró tener una relación débil y no significativa.

Por otra parte, en suelos de la unidad ambiental de BG obtuvimos una situación contraria, donde la correlación entre la tasa de secuestro de CH₄ y la humedad del suelo fue directa, lo cual no resulta ser lo esperable, ya que a elevados contenidos de humedad en el suelo, incrementaría la actividad de bacterias metanogénicas y por ende las emisiones de CH₄. Teniendo en cuenta, además que el suelo de este bosque tiene mayor cantidad de humedad (en comparación con suelos de BF), lo cual es acorde al tipo de textura que presenta mayor proporción de material de fracción fina (limo y arcilla: granulometría: 0,074-0,002 mm) y menor proporción de material de fracción gruesa (arena: granulometría: 2-0,074 mm), tratándose de suelos con mayor capacidad de retención de humedad (resultados no publicados). Por lo tanto, es evidente que, en este caso, existen otros factores que estarían condicionando la oxidación de CH₄ en suelos del bosque de galería, tales como los procesos microbianos.

El estudio del comportamiento de las comunidades metanotróficas y metanogénicas en la zona, podría aportar al entendimiento del secuestro de CH₄, ya que como es sabido la estructura y actividad de metanótrofos podrían tener influencia en la velocidad de secuestro de CH₄ (Borken et al., 2003) y dicha actividad (oxidación de CH₄) estaría condicionada por el contenido hídrico del suelo, nitrógeno y Ph (Priano et al., 2013; Smith et al., 2003; Adamsen y King, 1993; Mosier et al., 1991). El estrés hídrico restringe la actividad de metanótrofos y puede disminuir el secuestro de CH₄ (Del Grosso et al., 2000). De similar manera, las bajas temperaturas o cambios bruscos, afectan también la actividad microbiana y por ende el secuestro de CH₄ (Castro et al., 1995).

Por otra parte, también se considera que la temperatura del suelo influye en la difusividad del gas CH₄ (Del Grosso et al., 2000; Castro et al., 1995), aunque podría tener mayor influencia sólo en un rango de valores (-5°C y 10°C) (Castro et al., 1995). Los registros de temperatura en nuestro trabajo, estuvieron claramente vinculados con los secuestros de CH₄, solo para Ti en BF (en una relación inversa y moderada), pero no así en BG, por lo cual no se puede observar una clara tendencia en relación a la tasa de secuestro de CH₄.

Priano et al. (2013) destacan que el porcentaje de poros cubiertos con agua (PPCA) limita el transporte del CH₄ atmosférico hacia las capas inferiores del suelo. La correlación entre la tasa de secuestro de CH₄ y el PPCA no fue significativa en ninguno de los sitios. Sin embargo, este parámetro (PPCA), se encuentra fuertemente correlacionado de manera directa con el contenido hídrico del suelo (Hu), siendo una relación significativa en BG (idéntico a lo hallado por Priano et al., 2013). Como es de esperar, estas variables se vinculan fuertemente con la densidad aparente de suelo y de manera significativa. En general, valores altos de densidad aparente implican una reducción en la difusividad del gas debido a la pérdida de macroporos generada por la compactación (Smith et al., 2000).

La dinámica del secuestro de CH₄ en la interface suelo-atmósfera es muy variable y compleja, y requiere considerar la influencia de factores ambientales (edáficos y microambientales), como así también procesos microbiológicos, los cuales a su vez, muestran cambios notorios en pocas distancias en ecosistemas de orografía marcada como los estudiados. La continuidad de los estudios en la zona, permitirá ajustar los resultados preliminares obtenidos y lograr una mayor claridad en las tendencias detectadas. La caracterización de estos ecosistemas en función de su comportamiento y participación

en la dinámica de los ciclos biogeoquímicos, posibilitará a futuro monitorear la influencia de diferentes usos y manejos del suelo y diseñar estrategias regionales exitosas de mitigación y adaptación al cambio climático (Attard et al., 2011).

Esto cobra especial importancia en el marco de los acuerdos internacionales sobre cambio climático que el país ha firmado, ya que el sector de cambio de uso del suelo y silvicultura (CUSS), que incluye las coberturas boscosas, ocupa el tercer lugar de importancia a nivel nacional (con el 21.1% de las emisiones totales de GEIs) (Barros et al., 2014).

CONCLUSIONES

Se determinaron las tasas de secuestro de CH₄ en suelos forestales de las unidades ambientales estudiadas, obteniendo en BG una tasa media de $-11,87 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ y en BF una tasa media de $-11,10 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, siendo la tasa media en BG 6,5% superior al del BF, dicha diferencia no fue estadísticamente significativa ($H=1,31$; $p=0,2515$).

La tasa máxima de secuestro de CH₄ en BG fue $-13,35 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ la tasa mínima de $-9,69 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Mientras que en BF la tasa máxima de secuestro de CH₄ fue de $-12,01 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ y la mínima de $-10,3 \text{ ng. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. En BG los secuestros de CH₄ registrados en primavera (N16-S17) fueron estadísticamente significativos ($H=18,32$; $p=0,0001$) con los registrados en otoño (M17), mostrando una clara estacionalidad donde los máximos secuestros (primavera), coinciden con elevados contenidos de humedad del suelo (Hu) y altas temperatura ambiente (Ta), acorde a lo reportado anteriormente. En suelos de BF las diferencias significativas se dieron entre los registros del año 2016 (N16) y los del 2017 (M17 y S17) ($H=13,24$; $p=0,0013$). En BF no se observa una clara estacionalidad, sin embargo la tasa máxima de secuestro se obtuvo en setiembre, coincidiendo con la tasa máxima obtenida en la misma época en reportes preliminares.

La correlación inversa entre el secuestro de CH₄ y la humedad del suelo, obtenida en BF fue reportada en varios trabajos. Mientras que la situación contraria obtenida en BG, no resultaría ser lo esperable, por lo cual otros factores tales como los procesos microbianos, estarían influyendo en la oxidación de CH₄, por lo cual el estudio del comportamiento de las comunidades metanotróficas y metanogénicas en la zona, podría aportar al entendimiento del secuestro de CH₄. Por otra parte mayores estudios permitirán ajustar los resultados preliminares obtenidos en esta unidad ambiental.

Este trabajo contribuye con los primeros datos sobre los flujos de GEIs en coberturas boscosas del noroeste del país, lo cual posibilitará la construcción de una base de datos regional. La comprensión de los flujos de GEIs en el sector de cambio de usos del suelo, contribuirá al avance en la definición de factores de emisiones propios a nivel regional y nacional para futuros inventarios de GEI.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por los proyectos N° 36-88-506 (Secretaría de Políticas Universitarias) y PIP N° 112-2015-01-00035 (CONICET). Se agradece al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por la beca doctoral de S. Ontiveros. Nuestro agradecimiento a la Dra. María Eugenia Priano y al Laboratorio de Investigaciones en Física e Ingeniería de la Universidad Nacional del Centro (Tandil, Buenos Aires) por el análisis de las muestras de gases. Al Club de Amigos de la Montaña de Salta por permitir realizar estas investigaciones en la Reserva de su propiedad, y en especial, al Sr. Guillermo Ellenrieder. A los alumnos de la carrera de Ing. RN y MA-UNSa, que colaboraron con las tareas de campo. A la Catedra de Química Inorgánica-Facultad de Ciencias Exactas y Laboratorio de Suelos-Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Salta. Al Laboratorio de Suelos de la estación INTA-Cerrillos, Salta.

REFERENCIAS

- Adamsen, A. P. S.; King, G. M. (1993) Methane Consumption in Temperate and Subarctic Forest Soils: Rates, Vertical Zonation, and Responses to Water and Nitrogen. *Applied and Environmental Microbiology Journal*, Vol. 59, 2, pp.485-490.
- Attard E., Recous S., Chabbi, A., De Berranger C., Guillaumaud N., et al. (2011). Soil environmental conditions rather than denitrifier abundance and diversity drive potential denitrification after changes in land uses. *Global Change Biology*. 17: 1975–1989.
- Barros V. y Vera, C. (eds.). (2014). Cambio climático en Argentina: tendencias y proyecciones. Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Buenos Aires, Argentina. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Argentina (SAyDS).
- Borken W., Davidson E., Savage K., Sundquist E., Steudler P. (2006). Effect of summer throughfall exclusion, summer drought, and winter snow cover on methane fluxes in a temperate forest soil. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 1388–1395.
- Borken W., Gröndel S., Beese F. (2000). Potential contribution of *Lumbricus terrestris* L. to carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from a forest soil. *Biology and Fertility of Soils* 32, 142–148.
- Borken W., Xu Y., Beese F. (2003). Conversion of hardwood forests to spruce and pine plantations strongly reduced soil methane sink in Germany. *Global Change Biology* 9, 956–966.
- Butterbach-Bahl K., Kiese R y Liu C. (2011). Measurements of biosphere-atmosphere Exchange of CH₄ in terrestrial ecosystems. *Methods in enzymology*. 1st ed, 495, 271-87.
- Cabrera A. (1976). Regiones Fitogeográficas de Argentina. Buenos Aires (Argentina): ACME. 87 p.
- Canadell J., et al. (2007). Factoring out natural and indirect human effects on terrestrial carbon sources and sinks. *Environ. Sci. Policy*, 10, 370–384.
- Carrillo L. (2003) Microbiología Agrícola, Capítulo 3. Universidad Nacional de Salta., ISBN 987-9381-16-5 (<http://www.unsa.edu.ar/matbib>).
- Carvajal Venegas A. (2008). Relación del Carbono y nitrógeno del suelo con usos y coberturas del terreno en alcala, Valle del Cauca. Andres Felipe Terreno en Alcala, Valle del Cauca. Universidad Tecnológica de Pereira Facultad de Ciencias Ambientales. Maestría en Ecotecnología. Tesis Magister Scientiae en Ecotecnología.
- Castro M., Steudler P., Melillo J., Aber J., Bowden R. (1995). Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. *Global Biogeochemical Cycles* 9, 1-10. *Change Biology* 6, 791–803.
- Del Grosso S.; Parton W; Mosier A.; Ojima D.; Potter C., et al. (2000) General CH₄ oxidation model and comparisons of CH₄ Oxidation in natural and managed systems. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol.14, pp.999-1019.
- Denmead O. (2008). Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil*, 309, 5-24.
- Di Rienzo J., Casanoves F., Balzarini M., Gonzalez L., Tablada M., et al. InfoStat versión (2016). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Dobbie K., Smith K. (1996). Comparison of CH₄ oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. *Soil Biol Biochem* 28:1357–1365.
- Dutaur L., Verchot L., (2007). A global inventory of the soil CH₄ sink. *Glob. Biogeochem. Cycles* 21 (n/a), <http://dx.doi.org/10.1029/2006GB002734>.
- Guckland A., Flessa H., Prenzel J. (2009). Controls of temporal and spatial variability of methane uptake in soils of a temperate. *Soil Biology & Biochemistry* 41 (2009) 1659–1667 deciduous forest with different abundance of European beech (*Fagus sylvatica* L). Journal homepage: www.elsevier.com/locate/soilbio
- Hsu Y et al., (2009). Strategies to lower greenhouse gas level by rice agriculture. *Journal of Biotechnology*, 8(2), 126–132.
- IPCC (2007): Cambios Climáticos 2007: Base Física de la Ciencia. Aportes del Grupo de Trabajo I al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambios Climáticos [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos, 996 pp.

- Itoh M. et al. (2012). Effects of soil water status on the spatial variation of carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes in tropical rain-forest soils in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 28,557-570.
- Javed Iqbal. (2009). Temporal variability of soil-atmospheric CO₂ and CH₄ fluxes from different land uses in mid-subtropical China. *Atmospheric Environment* 43 (2009):5865–5875.
- Kolb S. (2009). The quest for atmospheric oxidizers in forest soils. *Environmental Microbiology Reports* 1, 336-346.
- Kooch Y., Darabi S., Hosseini S. (2015). Effects of pits and mounds following windthrow events on soil features and greenhouse gas fluxes in a temperate forest. *Pedosphere*. 25(6): 853–867. www.elsevier.com/locate/pedosphere.
- Lapitan R., Wanninkhof R., Mosier A (1999): Methods for stable gas flux determination in aquatic and terrestrial systems. In *Approaches to Scaling Trace Gas Fluxes in Ecosystems*. Ed. AF Bouwman, pp. 31–66, Elsevier Science, Amsterdam.
- Lavoie M., Kellman L., Risk D. (2013). The effects of clear-cutting on soil CO₂, CH₄, and N₂O flux, storage and concentration in two Atlantic temperate forests in Nova Scotia, Canada. *For Ecol Manag.* 304: 355–369.
- Levy P., Gray A., Leeson S., Gaiawyn J., Kelly M., et al. (2011). Quantification of uncertainty in trace gas fluxes measured by the static chamber method. *Eur J Soil Sci* 62:811–821.
- Li C., Qiu J., Frohling S., Xiao X., Salas W., et al. (2002). Reduced methane emissions from large-scale changes in water management of China's rice paddies during 1980e2000. *Geophysical Research Letters* 29, 33-41e; 33-34.
- Luo Y. y X. Zhou. (2006). *Soil respiration and the environmental*. Elsevier, Burlington, MA, EUA.
- Mosier A.; Schimel D.; Valentine D.; Bronson K.; Parton W. (1991) Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*, Vol.350, 6316, pp.330-332.
- Nuemann R., Garrido J., Lisi F., Matalía C., Samariago J. (2009). Reserva forestal y de fauna en Campo Alegre, Proyecto C.A.M. Informe de Club Amigos de la Montana (CAM), Personería Jurídica Nro. 3939 San Luis N 510. 2do. Piso. (4400) Salta. Argentina. Pp 1-14.
- Ontiveros S., Manrique S., Franco J. (2016). Flujos de metano en suelos forestales, dinámica y relación con factores edáficos y ambientales. XXXIX Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente (ASADES) (La Plata, 2016). ISBN: 978-987-29873-0-5.
- Ontiveros S., Manrique S., Franco J. (2018). Flujos de metano (CH₄) en suelos forestales de bosque nativo de Yungas y Chaco. Trabajo en publicación.
- Ontiveros S., Manrique S., Franco J., Díaz R., Barranco N. (2015). Biomasa y Stock de Carbono en la Reserva de Campo Alegre, La Caldera, Provincia de Salta. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* Vol. 19, pp.06.01-06.12, 2015. Impreso en la Argentina ISSN 2314-1433 - Trabajo seleccionado de Actas ASADES2015.
- Potter C., Davidson E., Verchot L. (1996) Estimation of global biogeochemical controls and seasonality in soil methane consumption, *Chemosphere*, Vol.32, 11, pp.2219-2246, ISSN 0045-6535, [http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(96\)00119-1](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(96)00119-1).
- Priano M., Fuse´ V., Gere J., Berkovic A., Williams K., et al. (2013). Tree plantations on a grassland region: effects on methane uptake by soils. *Agroforest Syst.* (2014). 88:187–191 DOI 10.1007/s10457-013-9661-6. Pp 1-5.
- Price S., Sherlock R., Kelliher F., McSeveny T., Tate K., et al. (2004). Pristine New Zealand forest soil is a strong methane sink. *Glob Change Biol* 10:16–26.
- Pumpanem J. et al. (2004). Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO₂ efflux. *Agricultural and Forest Metereology*, 123 (3), 159-176.
- Ridgwell A., Marshall S., Gregson K. (1999) Consumption of atmospheric methane by soils: A process-based model. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol.13, 1, pp 59-70. DOI: 10.1029/1998GB900004.
- Smith K., Dobbie K., Ball B., Bakken L., Sitaula B., et al (2000). Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology* 6, 791–803.
- Smith K; Ball, T.; Conen F.; Dobbie K.; Massheder J. et al. (2003) Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, Vol.54, pp.779-791.

- Tremblay A., Varfalvy L., Roehm C., Garneau M. Editors. (2005) Greenhouse Gas Emissions-Fluxes and Processes. Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments. Series: Environmental Science and Engineering. Subseries: Environmental Science, XXVIII, 732 p. 200. ISBN 978-3-540-26643-3.
- USDA. (2004). Soil survey laboratory methods manual. Report no. 42. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, Washington. P 213–626.
- Walckley A., Black A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soli Ssci.*37:29-38.

ABSTRACT: Methane (CH₄) fluxes were quantified in gallery forest (BG) and Forest of Filo (BF) soils (soil-atmosphere interface), at different epoch of recordings (2016-2017). Applying the static camera method. The mean rate of sequestration of CH₄ in BG (-11.87 ng. m⁻² s⁻¹) was 6.5% higher than that of BF (-11.10 ng. m⁻² s⁻¹), although these differences were not statistically significant ($H=1,31; p=0, 2515$). The maximum rate in BG was -13.35 ng. m⁻² s⁻¹ and in BF of -12.01 ng. m⁻² s⁻¹. The CH₄ sequestration obtained between the different times were statistically significant in BG ($H=18, 31; p=0, 0001$) and BF ($H=13, 24; p=0,0013$), presenting the BG a marked seasonality, according to previous reports. The correlation between the rate of CH₄ sequestration and environmental parameters was analyzed. This study contributes to the knowledge of the CH₄ fluxes in NOA forest soils, which is very useful in future national inventories of greenhouse gases.

Keywords: native forest, climate change, static chambers, forest soils, methane sequestration.