

Trabajo de Intensificación para obtener el grado de Licenciada en
Ciencias Ambientales

*“Cambios en el uso del suelo y sus efectos sobre la materia
orgánica edáfica en bosques semiáridos del Chaco argentino”*

Alumna: Lucía Ciuffoli

Director: Gervasio Piñeiro

Co-director: José M. Paruelo



Facultad de agronomía
Universidad de Buenos Aires

-2013-



CONTENIDO

RESUMEN.....	2
INTRODUCCIÓN	3
Justificación.....	5
Objetivos.....	6
METODOLOGÍA.....	8
Sitio de estudio	8
Diseño experimental.....	10
Análisis de muestras de suelo.....	12
RESULTADOS.....	14
DISCUSIÓN	21
BIBLIOGRAFÍA CITADA	25
ANEXO 1.....	32
AGRADECIMIENTOS.....	35

RESUMEN

La materia orgánica del suelo (MOS) constituye el mayor reservorio terrestre de carbono (C) orgánico en la biosfera. La MOS determina la fertilidad de los suelos y ha sido propuesta como una alternativa para secuestrar C y disminuir el aumento de CO₂ atmosférico. Los cambios en la MOS por efecto de la degradación y conversión de bosques en cultivos agrícolas o pasturas han sido poco estudiados en regiones semiáridas. Para estudiar el efecto del cambio en el uso del suelo sobre la MOS en el Chaco semiárido argentino se tomaron muestras de suelo en lotes pareados de bosque nativo (bosque con bajo uso antrópico pero pastoreados) y lotes bajo otros usos (cultivos agrícolas, pasturas o bosques clausurados al pastoreo) con diferentes períodos de tiempo transcurridos desde el desmonte o la clausura al pastoreo. Se analizaron los contenidos de carbono y nitrógeno orgánico del suelo (COS y NOS) en dos fracciones de la MOS, una fracción estable asociada a los minerales del suelo (MOAM) y una fracción más lábil (MOP). La cantidad de COS y NOS en el primer metro de suelo fue, en promedio y sin tener en cuenta la edad de los lotes, mayor en las clausuras (82.4 y 10.3 Mg ha⁻¹ de C y N, respectivamente) y los bosques remanentes (69.2 y 8.6 Mg ha⁻¹ de C y N, respectivamente), que en los lotes agrícolas (54.1 y 7.9 Mg ha⁻¹ de C y N, respectivamente) y las pasturas (52.4 y 6.7 Mg ha⁻¹ de C y N respectivamente). Ambas fracciones de la MOS siguieron esta tendencia pero los cambios fueron mayores en magnitud en la MOAM y mayores en % en la MOP. El reemplazo de bosques por agricultura provocó un aumento inicial en la MOS asociado a las entradas de biomasa producto del desmonte y luego una disminución de la MOS con el tiempo (tanto en los contenidos de C como de N) llegando a pérdidas promedio de 31.2% de COS y 18.5% de NOS. Las pasturas perdieron COS y NOS en los distintos años medidos (en promedio 23% y 15.5%, respectivamente). Los bosques clausurados al pastoreo aumentaron sus contenidos de MOS con la edad desde la clausura, principalmente en la MOAM, llegando a acumular en promedio un 11.7% y 11.3% más de COS y NOS, respectivamente. La C/N de la MOS fue menor bajo cultivos agrícolas y pasturas respecto del bosque remanente (principalmente en la MOAM), y no mostró diferencias en los bosques clausurados. Finalmente, la densidad aparente del suelo aumentó significativamente bajo cultivos agrícolas (un 24.6%) y pasturas (26.6%) y disminuyó en los bosques clausurados (un 5%). Nuestros resultados sugieren que tanto el pastoreo, como los cultivos anuales y las pasturas han alterado significativamente la estructura y los contenidos de MOS en la región.

Palabras clave: Materia orgánica del suelo, desmonte, bosques semiáridos, cambios en el uso del suelo, MOAM, MOP.

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo (MOS) constituye el mayor reservorio terrestre de carbono orgánico en la biosfera (1550 Gt) y es aproximadamente el doble del C atmosférico (760 Gt) (Schlesinger, 1997; Lal, 2004a). La degradación de suelos por el desmonte y conversión de bosques a agricultura o a pasturas explica buena parte del aumento en las concentraciones de CO₂ en la atmósfera (Houghton et al., 1991; Fernandes et al., 1997; Lal, 2004b). Muchos estudios han sido destinados a entender en qué medida los cambios en el uso del suelo (CUS) afectan los contenidos de MOS en sitios tropicales y subtropicales (Fernandes et al., 1997; Van Dam et al., 1997; Cerri et al., 2003; Batlle-Bayer et al., 2010), llamativamente las regiones semiáridas han concentrado menos interés en términos de impactos de los cambios en el uso del suelo sobre la MOS. Es por ello que el estudio de la MOS en estas regiones cobra especial interés, teniendo en cuenta que el 45% de las tierras del mundo son áridas o semiáridas y representan el 16% del carbono orgánico del suelo (COS) mundial (Lal, 2004c). A su vez, comprender los impactos de los CUS sobre la MOS tiene fuertes implicancias en la fertilidad y la productividad de los ecosistemas y en última instancia en la sustentabilidad a largo plazo de distintas alternativas productivas o de conservación (Lal, 2004a).

En Sudamérica, el Gran Chaco representa una extensa región de bosques y sabanas poco estudiada. Es el segundo bioma más grande del continente, después del Amazonas, y abarca 1.200.000 Km² comprendidos entre Argentina, Bolivia y Paraguay. En Argentina, los bosques semiáridos del Chaco están siendo reemplazados a tasas que varían entre 1,5 y 2,3% anual, superando el promedio continental y mundial (0,45% y 0,13% respectivamente)

(UMSEF, 2007; FAO, 2011). Además, han tenido, desde fines del siglo XIX, una fuerte presión de pastoreo que ha eliminado, casi por completo, la cobertura herbácea nativa, pero su impacto sobre la MOS permanece poco explorado (Morello & Saravia-Toledo, 1959). Particularmente, en esta región, los suelos son más ricos en nutrientes que suelos de otros bosques y sabanas subtropicales del mundo debido a su reciente origen eólico y aporte de materiales aluviales (Bucher, 1982). Algunos trabajos locales (Arzeno et al., 2004; Bonino, 2006; Sánchez et al., 2008; Romero et al., 2009) aportan información respecto a los contenidos y calidad de la MOS de bosques semiáridos del Chaco, sin embargo, ninguno de ellos explica cómo se afectan cuantitativamente los contenidos de MOS por la degradación de suelos ya sea por pastoreo o por el desmonte para agricultura o pastura.

El nivel de MOS en cualquier ecosistema está definido por el balance entre los factores que determinan su formación y los que promocionan su descomposición (Nye and Greenland, 1964). Así, la conversión de sistemas boscosos nativos a áreas agrícolas implicaría un cambio cuantitativo en la MOS dado principalmente por una alteración en los ingresos y/o egresos de C y N al suelo. Mientras que el bosque nativo tiene entradas de C y N al suelo durante todo el año, los lotes agrícolas concentran sus aportes al final del ciclo productivo, siendo los mismos inferiores a los aportes realizados por el bosque. Lotes bajo pastura tienen egresos del sistema por el pastoreo de animales y volatilización de N en sus excretas pero tienen grandes aportes de MO al suelo debido a la gran cantidad de biomasa subterránea que producen (Piñeiro et al., 2009). Por otro lado, la degradación del suelo del bosque por pastoreo supone una pérdida de MOS por menores ingresos de biomasa (por el consumo de herbívoros o por disminuciones de la productividad de la vegetación en casos

de sobrepastoreo) y más egresos principalmente debido a aumentos de la erosión del suelo en sitios con escasa cobertura vegetal respecto a sitios clausurados al ganado.

La diferenciación de la MOS en fracciones permite un mejor conocimiento de su dinámica en el suelo, tanto en ecosistemas naturales como manejados. A la MOS se le puede separar en Materia Orgánica asociada a la fracción mineral (MOAM) y Materia Orgánica Particulada (MOP). La fracción pesada o MOAM es aquella generalmente asociada a la fracción mineral del suelo cuyo tamaño es menor a $53\ \mu$ (tamaño arcilla + limo). La fracción lábil o MOP es aquella que tiene un tamaño entre $53\ \mu$ y $2000\ \mu$ (tamaño arena) y está compuesta por restos vegetales semi-descompuestos, derivados del material vegetal que ingresa al suelo (Golchin et al., 1994a; Golchin et al., 1994b). Al ser una fracción lábil tiene una tasa de descomposición elevada y es una fracción altamente sensible a los cambios en el uso de la tierra, capaz de reflejar en el corto plazo la dinámica de los ingresos y egresos del C al suelo (Christensen, 1996). Por otro lado trabajos recientes muestran que la MOAM presenta cambios importantes en períodos intermedios de tiempo (décadas) pero mantiene estable la relación C/N (a diferencia de la MOP en donde varía ampliamente) condicionando de esta manera la estabilización del C en la fracción MOAM, ya que una falta de N no permitiría la humificación del carbono (Piñeiro et al., 2009). Al tener dichas fracciones magnitudes y tiempos de ciclado diferentes, distinguirlas permite observar cambios que de otra manera pasarían desapercibidos en los contenidos totales de MOS.

Justificación

El Gran Chaco es el segundo bioma de mayor extensión en el continente después del Amazonas, y está cubierto en su mayoría por sabanas y bosques semiáridos subtropicales. La

porción argentina del Chaco ha sido afectada desde la llegada del ferrocarril, a fines del siglo XIX, por fuertes cargas de pastoreo que redujeron drásticamente la cobertura herbácea nativa (Morello & Saravia-Toledo, 1959). Además, fue foco de un importante proceso de expansión agrícola que sucedió en forma desmedida y sin planificación, priorizando el interés económico y menospreciando las consecuencias locales y ambientales que este proceso puede acarrear. En el período 1976 y 1997 los bosques semiáridos chaqueños de las provincias del noroeste argentino fueron desmontados a un ritmo de 84.000 ha/año. Luego, a partir de 1997, año en el cual ingresó la soja transgénica a nivel de cultivo comercial, la tasa se incrementó 2,6 veces, es decir 234.000 ha/año desmontadas. El 28,6% del total deforestado en Argentina hasta el 2007 (1.750.000 ha) se realizó en el período 2000 y 2007, siendo Salta y Santiago del Estero las provincias más afectadas (92% del total) (Volante, et al., 2009). Existen algunos trabajos que describen los contenidos y la calidad de la MOS en esta región y su degradación por sobrepastoreo, sin embargo, no se han encontrado trabajos que evalúen conjuntamente los cambios ocurridos en la MOS en los tres tipos de usos del suelo más frecuentes en la región: cultivos agrícolas, pasturas y pastoreo del bosque (Abril & Bucher, 2001). En este sentido, conocer cómo y en qué medida esta importante fuente de C se ve afectada, resulta relevante para orientar políticas sobre el sector y proponer estrategias que minimicen posibles impactos negativos en la fertilidad y el secuestro de carbono de estos ecosistemas.

Objetivos

El objetivo general de este trabajo de intensificación es evaluar los cambios ocurridos en los contenidos de MOS en los bosques semiáridos del Chaco Argentino por efecto del

pastoreo con herbívoros domésticos o de su desmonte y posterior remplazo por cultivos agrícolas o pasturas. Para ello se midieron los contenidos de carbono y nitrógeno orgánico del suelo (COS y NOS), en dos fracciones de la materia orgánica bajo distintos usos del suelo.

Las hipótesis generales del trabajo son:

Hipótesis 1: El reemplazo de bosques semiáridos por cultivos agrícolas disminuye los contenidos de MOS, ya que el aporte de residuos de los cultivos es menor que los aportes del bosque.

Predicción 1- Los contenidos de COS y NOS serán menores en sitios bajo cultivos agrícolas en comparación con sitios lindantes de bosque remanente.

Hipótesis 2: El reemplazo de bosques semiáridos por pasturas aumenta los contenidos de MOS, ya que el aporte de residuos y especialmente de biomasa de raíces es mayor bajo pasturas.

Predicción 2- Los contenidos de COS y NOS serán mayores en sitios bajo pasturas en comparación con sitios lindantes de bosque remanente.

Hipótesis 3: La eliminación del pastoreo por herbívoros domésticos de bosques semiáridos aumentará los contenidos de MOS, por un aumento en los ingresos de biomasa vegetal al suelo y por un menor egreso debido a disminuciones en la erosión del suelo.

Predicción 3- Los contenidos de COS y NOS serán mayores en bosques clausurados al ganado en comparación con sitios lindantes de bosque remanente pastoreado.

METODOLOGÍA

Sitio de estudio

Los muestreos fueron realizados en el Este de la provincia de Salta, en la localidad de Joaquín V. González, departamento de Anta (Figura 1). El Este de la provincia de Salta ha sido especialmente afectado por los desmontes, por la inminencia de la sanción de la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos N° 26.331, sancionada el 28 de noviembre de 2007, que establecía que las provincias debían realizar mediante un proceso participativo, un ordenamiento del territorio ocupado por los bosques nativos en el plazo máximo de un año. Esta ley impulsó que ese mismo año ocurriera un fuerte incremento en la concesión de permisos para talar y/o desmontar y que en noviembre, en particular, se alcanzara el record histórico de área con solicitud de permiso de desmonte con un total de 130.602 hectáreas (REDAF, 2012). A septiembre de 2012 la provincia de Salta lleva desmontadas un total de 2.074.210 hectáreas de bosque nativo (Figura 1). Los desmontes en esta región son principalmente consecuencia de la expansión agrícola ya que los bosques son transformados en áreas dedicadas a cultivos anuales, soja mayormente, y pasturas exóticas (Hoekstra et al., 2005). Asimismo, los bosques de esta provincia han sido pastoreados por ganado vacuno y caprino, desde al menos fines del siglo XIX con la llegada del ferrocarril y los colonos europeos. En sitios cercanos a aguadas la degradación del suelo es muy notoria y fácilmente distinguible con imágenes satelitales como puntos blancos en medio de masas boscosas (Grau et al., 2008).

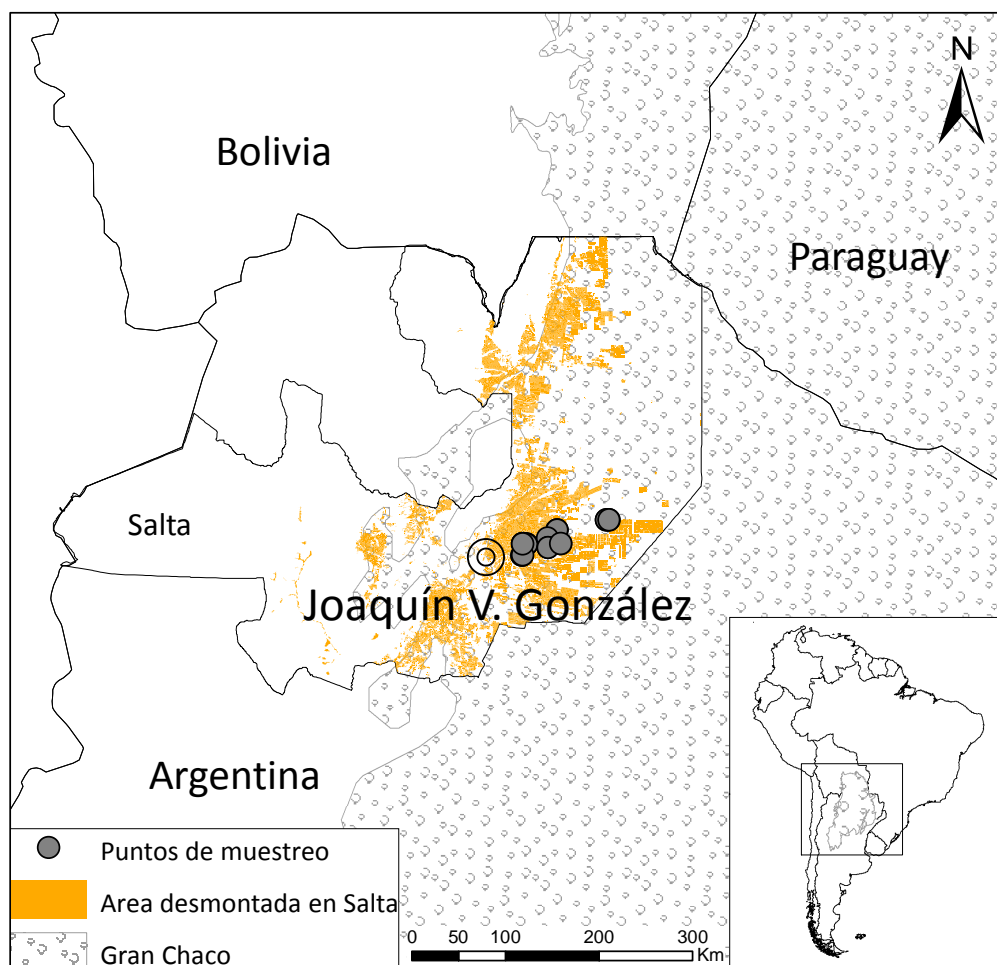


Figura 1: Puntos de muestreo en la localidad de Joaquín V. González, y superficie desmontada en la provincia de Salta al 2012.

El relieve de la zona es plano, con pendientes mínimas de 0.5%. El régimen de precipitaciones es de tipo monzónico, subtropical con estación seca, con lluvias concentradas entre octubre y abril, período en el cual se registra aproximadamente el 95% del total anual. La precipitación media anual (PMA) es de 550 mm. La temperatura media es de 28°C en enero y 15°C en julio (Abril & Bucher, 1999). Los suelos de la región están formados por sedimentos eólicos característicos de la planicie chaqueña, así también como de sedimentos fluviales provenientes de los principales ríos Bermejo, Pilcomayo, Dorado, Del Valle y Juramento. Taxonómicamente los suelos se clasifican en los subgrupos de los

Haplustoles, Haplustalfes y Argiustoles (INTA, 2009). La vegetación natural del área de estudio se corresponde con la del distrito del Chaco Semiárido, que se extiende desde el oeste de Chaco y Formosa hasta el este de Salta y Tucumán, incluyendo el noreste de Córdoba y la totalidad de Santiago del Estero, y pertenece a la ecorregión del Chaco seco. El Chaco semiárido se caracteriza por bosques subtropicales xerofíticos y semi-caducifolios dominados por quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), palo santo (*Bulnesia sarmientoi*) e ibira-morotí (*Calycophyllum multiflorum*) en la región más occidental. También se encuentran presentes: mistol (*Ziziphus mistol*), itín (*Prosopis kuntzei*), palo cruz (*Tabebuia nodosa*), guayacán (*Libidibia paraguariensis*) y carandilla (*Trithinax biflabellata*) (Brown et al., 2006; Tortorelli, 2009).

Diseño experimental

Para poner a prueba las hipótesis planteadas se tomaron muestras en stands de vegetación pareados de bosque nativo remanente con bajo uso antrópico (baja extracción de árboles para madera y pastoreo leve de animales domésticos), lindantes a lotes desmontados o clausurados al ganado doméstico. Se seleccionaron lotes desmontados que estuvieran bajo cultivos agrícolas o con pasturas permanentes. El bosque remanente es la situación de uso que se tomó como referencia considerándolo el tiempo cero o inicial del lote cultivado o clausurado al pastoreo. A su vez, los lotes adyacentes al bosque remanente fueron seleccionados considerando distintas “edades” o tiempo transcurrido entre el desmonte o la clausura y la actualidad. Para seleccionar los pares de muestreo se utilizó un mapa de polígonos, con una base de datos asociada, proporcionada por el INTA de Salta, que

contenía los lotes digitalizados, el año de desmonte y el tipo de uso en cada año a partir del 2001 (Figura 2) (Anexo 1: Historia de lote). En algunos pares fue necesario buscar imágenes Landsat, más allá de la base datos, para determinar el año de desmonte. En cada sitio de muestreo se colectaron muestras de suelo compuestas, que incluyeron 5 submuestras cada una tomada con un barreno de suelos de 2 cm de diámetro. Las muestras se tomaron hasta una profundidad de 90 cm, en intervalos que fueron de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-70 y 70-90 centímetros. También, se extrajeron cinco submuestras de suelo para estimar la densidad aparente del suelo (Dap) utilizando el mismo barreno de 2 centímetros de diámetro. Dos de las clausuras muestreadas correspondieron a cortinas de bosque nativo que se dejan por ley entre lotes desmontados, que al estar rodeados por lotes agrícolas no se encuentran pastoreados por ganado doméstico. La tercer clausura, en cambio, fue un lote de gran extensión cerrado al pastoreo con alambrados perimetrales en el marco de un proyecto de investigación. Del total de 22 lotes muestreados fue necesario descartar varios pares por diferencias de textura entre lotes adyacentes, quedando un total de 5 pares con cultivos agrícolas, 2 con pastura y 3 de clausura, en donde las diferencias en textura del suelo entre pares fueron mínimas garantizado que se trataba de suelos similares permitiendo las comparaciones pareadas.



Figura 2: Selección de lotes pares de acuerdo a uso y año de desmonte.

Análisis de muestras de suelo

Las muestras de suelo colectadas se tamizaron en húmedo con un tamiz de 2 mm y se secaron en estufa a 60 °C. Las fracciones de materia orgánica de suelo se determinaron de acuerdo a la metodología propuesta por Cambardella & Elliot (1992). La misma consiste en agitar 10 gramos de suelo durante 18 horas en 30 mililitros de una solución dispersante de hexametáfosfato de sodio al 5%. El suelo disperso se tamiza con un tamiz de 53 μ lavándose con agua destilada. El material que queda sobre el tamiz forma parte de la fracción de arena (MOP) y aquel que atraviesa el tamiz, la fracción de arcilla + limo (MOAM). Ambos se recolectan en vasos de precipitado y se llevan a estufa a 60 °C hasta alcanzar un peso constante. Una vez pesadas, las muestras de MOAM se molieron con un molinillo (IKA, Modelo M20) y las de MOP se pulverizaron con un mortero de mano. El contenido de materia orgánica en cada fracción se estimó a partir del contenido de C y N en cada fracción (C-MOP y N-MOP y C-MOAM y N-MOAM) y se determinó con un analizador elemental automático (Carlo Erba NA 1500 Elemental Analyzer) en el Laboratorio de Isótopos Estables (DEVIL), de la Universidad de Duke, Estados Unidos. La similitud de los suelos entre los pares

y por lo tanto la selección correcta de los sitios de muestreo, se evaluó en base a la textura del suelo corroborando que las diferencias en los contenidos de arcilla + limo (MOAM) fueran siempre menores al 10 %. Para evitar sobrestimaciones en los contenidos de carbono y nitrógeno en sitios que pudieran estar compactados, los mismos se expresaron en masa equivalente (Davidson and Ackerman, 1993; Henderson, 1995). Los contenidos para cada fracción de suelo se estimaron mediante la siguiente ecuación:

$$\text{COS} = \frac{\text{PF(g)} \cdot \text{PC. (\%)} \cdot \text{Dap (Mg.m}^{-3}) \cdot \text{Z (m)} \times 100}{\text{PST (g)}}$$

dónde: COS es carbono orgánico del suelo (Mg ha^{-1}) (o N, de la fracción que corresponda), PF es el peso (g) de la fracción (arena o arcilla+limo), PC es el porcentaje de C de dicha fracción, Dap es la densidad aparente (Mg.m^{-3}), Z es la profundidad corregida (m) y PTS es el peso total del suelo sin fraccionar (g) (Sollins et al., 1999; Solomon et al., 2002). Para corregir el efecto de compactación en profundidad de los lotes desmontados se utilizó la siguiente ecuación:

$$Z \text{ (m)} = \left(\frac{\text{DapB}}{\text{DapLD}} \right) \cdot X \text{ (m)}$$

dónde: DapB es la densidad aparente del bosque nativo, DapLD es la densidad aparente del lote desmontado y X es la profundidad de muestreo (Davidson and Ackerman, 1993; Solomon et al., 2002).

RESULTADOS

Los contenidos de C y N en la materia orgánica del suelo fueron en promedio mayores en los bosques remanentes y bosques clausurados al pastoreo, que en los lotes agrícolas y las pasturas, siendo superiores las diferencias de C que las de N (Figura 3). De las dos fracciones analizadas MOAM (Figura 4) y MOP (Figura 5), el 90% del COS y el 95% del NOS pertenecieron a la fracción MOAM, en donde se observaron las mayores diferencias entre los distintos usos del suelo. Los bosques clausurados al pastoreo tuvieron los mayores contenidos de COS y NOS totales (82.4 y 10.3 Mg ha⁻¹ de C y N respectivamente), luego los bosques remanentes (69.2 y 8.6 Mg ha⁻¹ de C y N respectivamente) y finalmente los lotes agrícolas y las pasturas que registraron contenidos menores (49.8 y 7.6 Mg ha⁻¹ de C y N respectivamente en lotes agrícolas y 52.4 y 6.7 Mg ha⁻¹ de C y N respectivamente en las pasturas). Las diferencias de C y N entre usos del suelo en la fracción MOP fueron menores en magnitud a las diferencias en MOAM, pero mayores en porcentaje debido a su menor proporción. Los bosques clausurados tuvieron contenidos promedio de C-MOP y N-MOP (6.9 y 0.5 Mg ha⁻¹, respectivamente) más bajos o similares a los de los bosques remanentes (7.9 y 0.6 Mg ha⁻¹, respectivamente) pero más altos que los lotes agrícolas (4.3 y 0.3 Mg ha⁻¹, respectivamente) y las pasturas (5.5 y 0.4 Mg ha⁻¹, respectivamente) (Figura 5). La relación C/N en la MOS total (MOAM+MOP) fue, en promedio, más alta para los bosques (8.1), las pasturas (8) y las clausuras (8) y más baja para lotes agrícolas (6.9) pero este comportamiento estuvo determinado principalmente por la fracción MOAM (por su mayor cantidad), mientras que la C/N de la MOP presentó mucha variabilidad entre tratamientos y entre sitios (Figuras 3, 4 y 5).

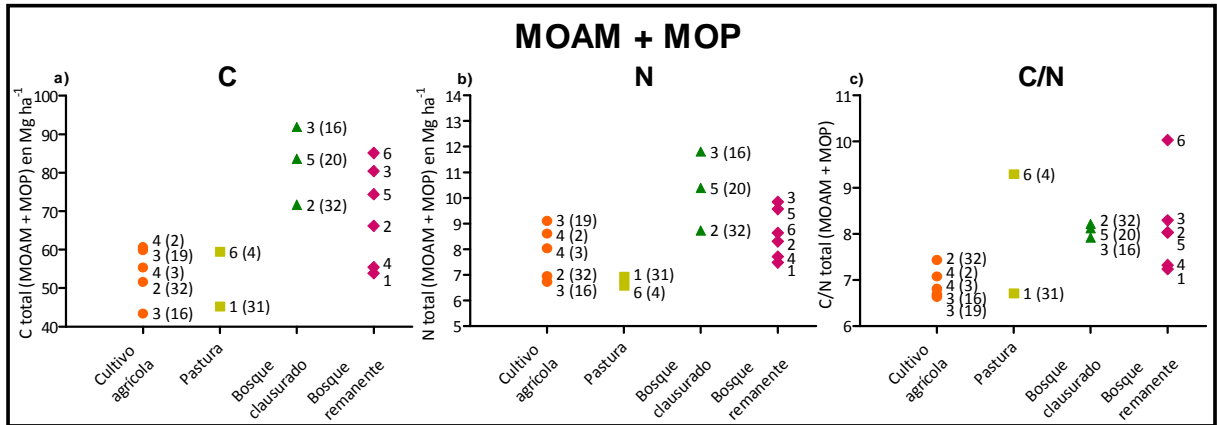


Figura 3: Contenidos totales de C y N (MOAM+MOP) y relación C/N de la MOS según uso para todo el perfil de suelo (0-90cm) (a), b) y c) respectivamente). Los números al lado de cada punto indican la asociación por pares entre bosque de referencia y uso (ej: bosque remanente 1 con pastura 1) y el número entre paréntesis indica los años transcurridos desde el desmonte en los cultivos agrícolas y las pasturas y los años transcurridos desde la clausura al pastoreo en los bosques clausurados.

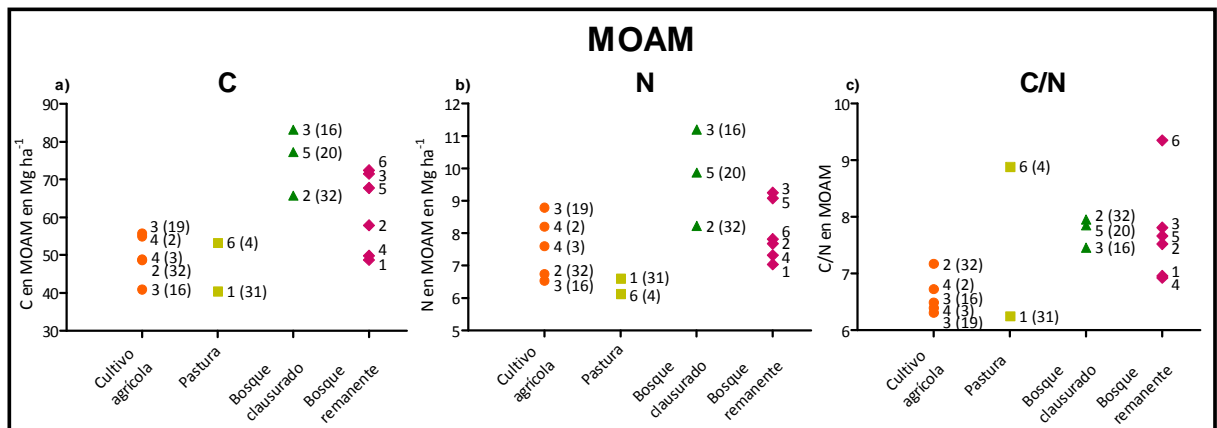


Figura 4: Contenidos de C, N y relación C/N en MOAM (materia orgánica asociada a la fracción mineral) según uso para todo el perfil de suelo (0-90cm) (a), b) y c) respectivamente). Los números al lado de cada punto indican la asociación por pares entre bosque de referencia y uso (ej: bosque remanente 1 con pastura 1) y el número entre paréntesis indica los años transcurridos desde el desmonte en los cultivos agrícolas y las pasturas y los años transcurridos desde la clausura al pastoreo en los bosques clausurados.

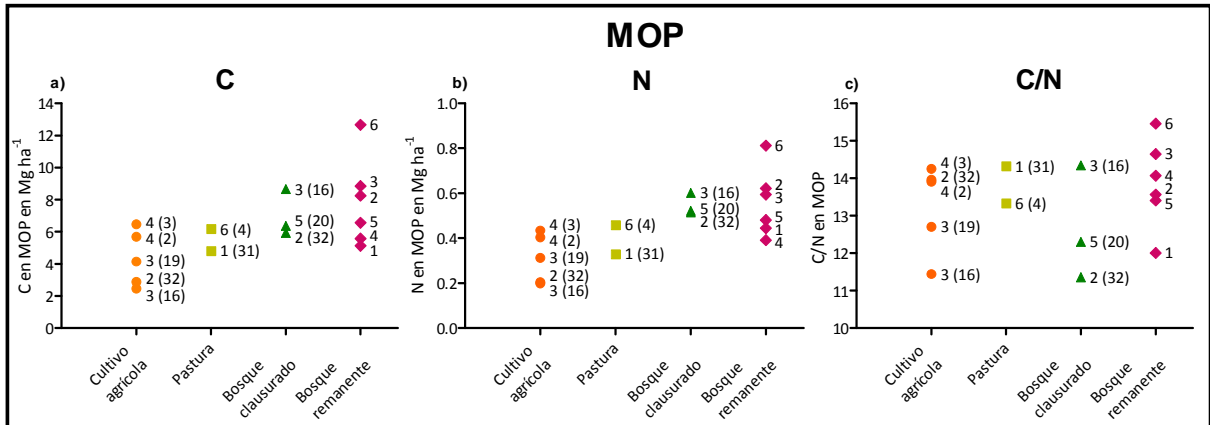


Figura 5: Contenidos de C, N y relación C/N en MOP (materia orgánica particulada) según uso para el intervalo 0-30cm de profundidad (más abajo los contenidos son escasos y difíciles de detectar) (a), b) y c) respectivamente). Los números al lado de cada punto indican la asociación por pares entre bosque de referencia y uso (ej: bosque remanente 1 con pastura 1) y el número entre paréntesis indica los años transcurridos desde el desmonte en los cultivos agrícolas y las pasturas y los años transcurridos desde la clausura al pastoreo en los bosques clausurados.

La conversión de bosques remanentes a cultivos agrícolas disminuyó el COS y el NOS en el tiempo (como fue planteado en nuestra hipótesis 1), a pesar de que en los tres primeros años luego del desmonte se observó un aumento de los contenidos de COS y NOS (Figura 6). Estos aumentos se registraron tanto en la MOAM como en la MOP y en mayor medida en los primeros 30cm de profundidad (Figuras 7 y 8). Al realizar las comparaciones pareadas entre sitios, sin tomar en cuenta la edad de los lotes la pérdida promedio de COS fue de 16.9% y la de NOS de 7.9%, lo cual provocó una disminución de la relación C/N en los lotes agrícolas (Figuras 6e y 6f). Estas pérdidas ocurrieron en ambas fracciones del suelo siendo mayores en la MOP (pérdida de C-MOP=34.5% y pérdida de N-MOP=33.3%) que en la MOAM (pérdida de C-MOAM=14.5% y pérdida de N-MOAM=3.5%). Si consideramos solo los lotes mayores a 10 años las pérdidas totales de COS y NOS ascendieron en promedio a 31.2% y 18.5%, respectivamente.

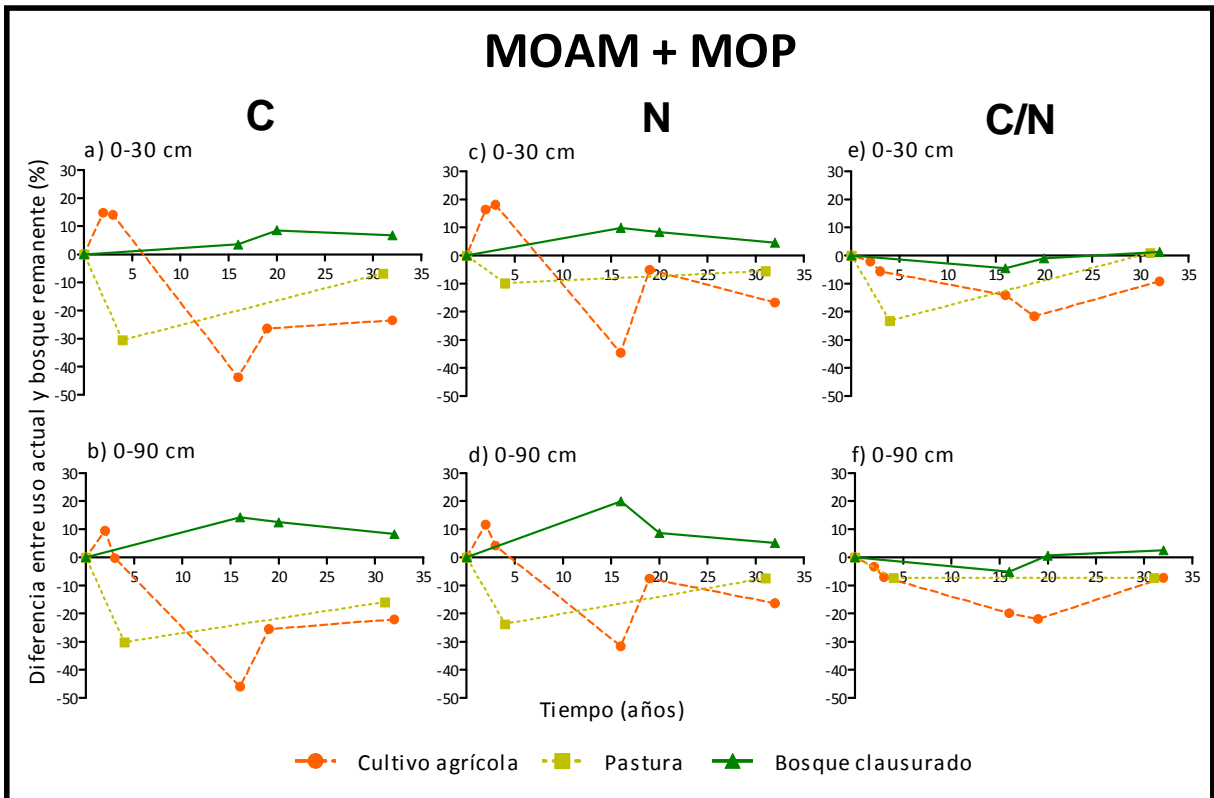


Figura 6: Cambios en los contenidos totales (MOAM+MOP) de COS, NOS y la relación C/N de la MOS entre distintos usos del suelo y el bosque remanente de referencia, para sitios con diferente edad o tiempo transcurrido desde el cambio en el uso del suelo. Los datos se presentan para el intervalo de 0-30 cm (paneles a, c y e) y de 0 a 90cm de profundidad (paneles b, d y f). Las líneas entrecortadas naranja unen sitios con cultivos agrícolas, líneas punteadas en verde claro sitios con pasturas y líneas sólidas verde oscuro bosques clausurados al pastoreo.

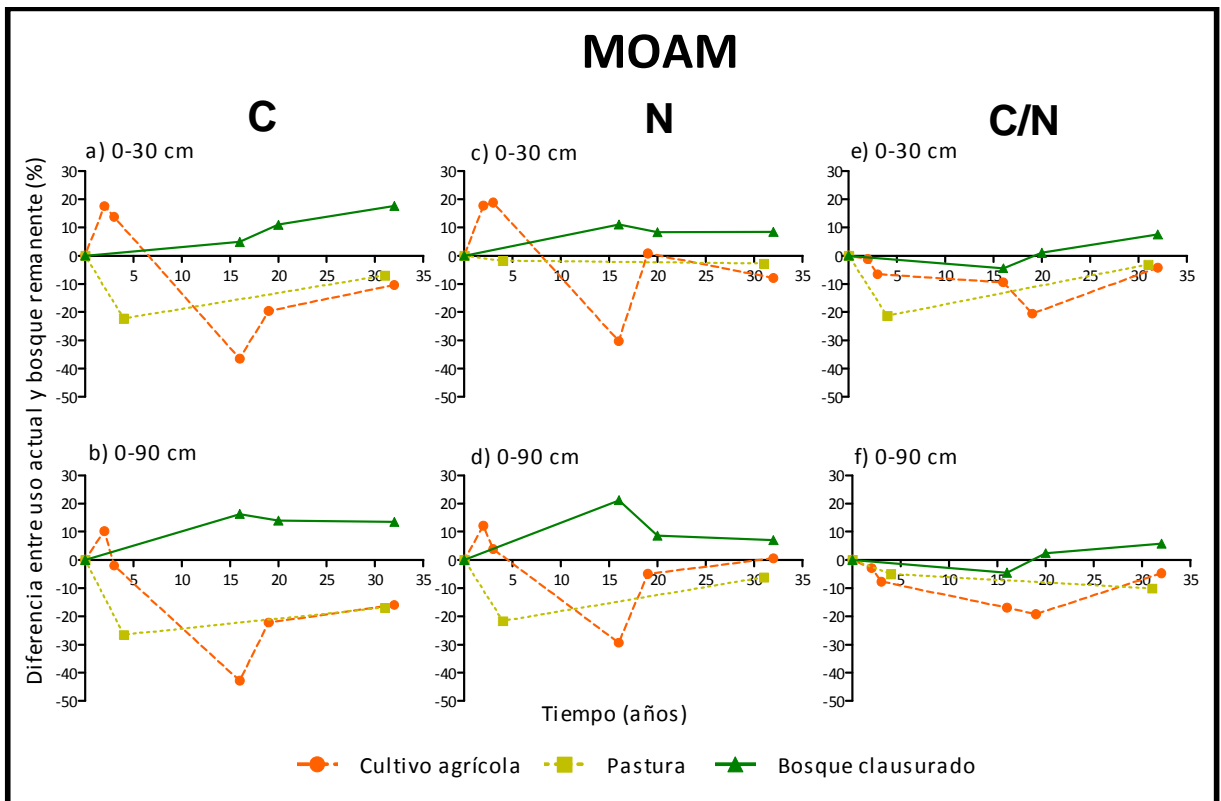


Figura 7: Cambios en la fracción MOAM de los contenidos de COS, NOS y la relación C/N de la MOS entre distintos usos del suelo y el bosque remanente de referencia, para sitios con diferente edad o tiempo transcurrido desde el cambio en el uso del suelo. Los datos se presentan para el intervalo de 0-30 cm (paneles a, c y e) y de 0 a 90cm de profundidad (paneles b, d y f). Las líneas entrecortadas naranja unen sitios con cultivos agrícolas, líneas punteadas en verde claro sitios con pasturas y líneas sólidas verde oscuro bosques clausurados al pastoreo.

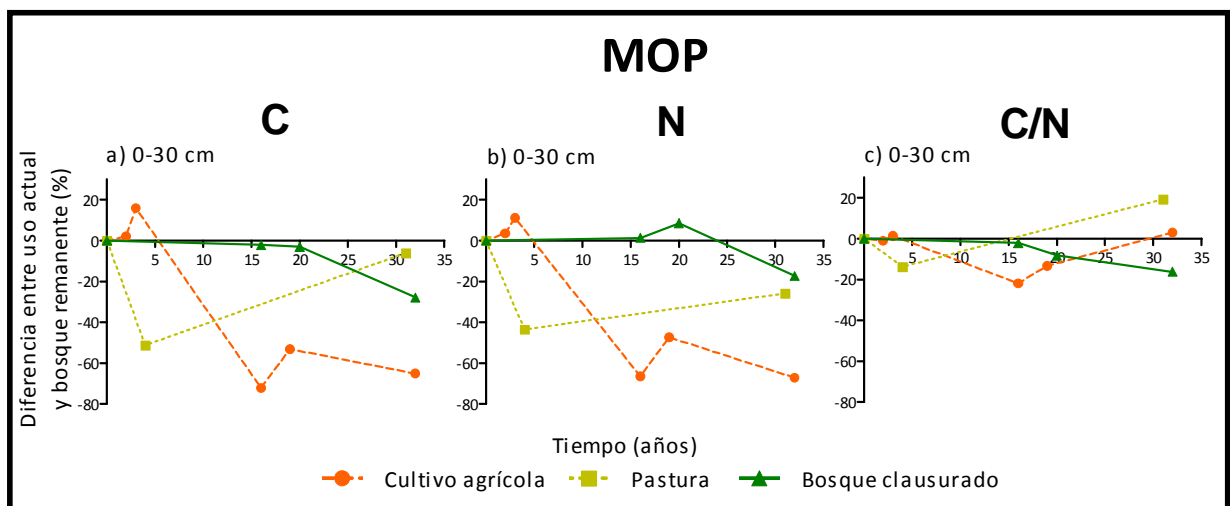


Figura 8: Cambios en la fracción MOP de los contenidos de COS, NOS y la relación C/N de la MOS entre distintos usos del suelo y el bosque remanente de referencia, para sitios con diferente edad o tiempo transcurrido desde el cambio en el uso del suelo. Los datos se presentan para el intervalo de 0-30 cm de profundidad (paneles a, b y c). Las líneas entrecortadas naranja unen sitios con cultivos agrícolas, líneas punteadas en verde claro sitios con pasturas y líneas sólidas verde oscuro bosques clausurados al pastoreo.

Contrariamente a lo planteado en nuestra hipótesis 2, los contenidos de COS y NOS disminuyeron luego del reemplazo del bosque remanente por pasturas (Figuras 3 y 6). Ambos lotes de pasturas mostraron un menor contenido de COS y NOS, pero no se observó una tendencia a mayores pérdidas con el tiempo desde el desmonte. Las diferencias con el bosque remanente de referencia fueron mucho más acentuadas en la MOP que en la MOAM y de mayor magnitud en profundidad, especialmente para N, que en superficie (Figuras 7 y 8). En ambas fracciones de la materia orgánica, MOAM y MOP, las pérdidas relativas de C (23% en promedio del total) superaron a las de N (15.5% en promedio del total) lo que se tradujo en una disminución de la relación C/N, también de forma contraria a lo esperado (Figuras 6e y 6f).

La clausura del bosque al ganado doméstico aumentó los contenidos de COS y NOS en la MOAM y en todo el perfil del suelo (como fue planteado en nuestra hipótesis 3), pero no en la MOP (Figuras 6, 7 y 8). Los contenidos de COS y NOS fueron siempre superiores en los bosques clausurados, mostrando una leve tendencia de aumento con la edad de la clausura, especialmente en los primeros 30 cm del suelo. Por el contrario, en la MOP las diferencias de COS y NOS entre los bosques clausurados y el bosque remanente fueron escasas en los primeros años y negativas en los últimos (Figuras 7 y 8). En el total, las ganancias promedio de COS (11.7%) y NOS (11.2%) en los bosques clausurados fueron similares entre sí resultando en una C/N muy similar a la del bosque remanente (Figuras 6e y 6f).

Por último, la densidad aparente del suelo aumentó de manera muy importante en los lotes agrícolas y en las pasturas, mientras que los bosques clausurados mostraron siempre valores menores de densidad aparente con respecto al bosque remanente (Figura

9). En los cultivos agrícolas existió una clara tendencia a compactarse con los años transcurridos desde el desmonte, pero no en las pasturas. En los primeros 5 años luego del desmonte las diferencias en los lotes agrícolas respecto al bosque remanente fueron cercanas al 5% pero al cabo de 32 años las diferencias alcanzaron un máximo de 27% más de densidad aparente que el bosque de referencia. En comparación, las dos pasturas presentaron aumentos similares en la compactación con respecto al bosque de referencia (cercanas al 20%) independientemente de su edad. Los bosques clausurados siempre estuvieron menos compactados que su par de referencia (en promedio 3.5%) y estas diferencias, aunque menores en magnitud que las observadas con las pasturas y cultivos anuales, aumentaron con el tiempo de clausura.

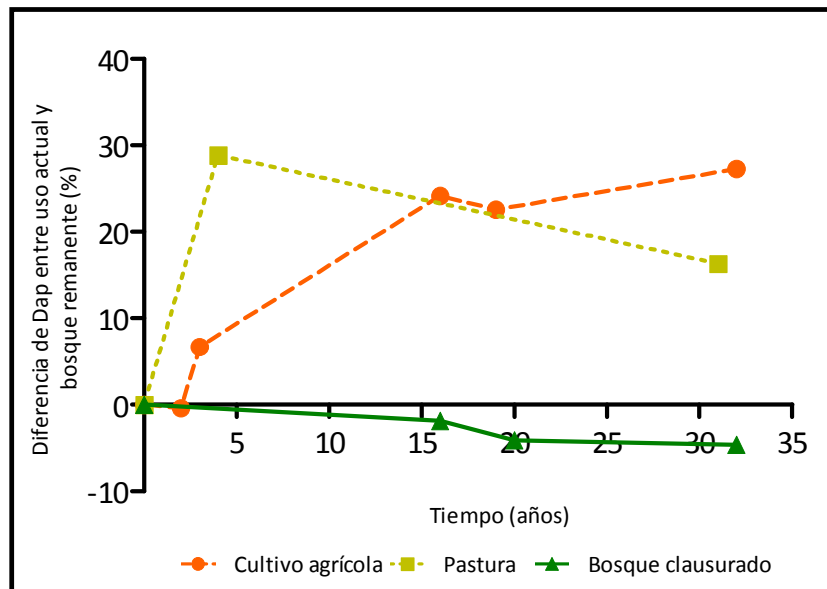


Figura 9: Cambios en la densidad aparente del suelo (Dap) entre distintos usos del suelo y el bosque remanente de referencia, para sitios con diferente edad o tiempo transcurrido desde el cambio en el uso del suelo. Los datos que figuran son el promedio para el intervalo de 0-30 cm de profundidad. Las líneas entrecortadas naranjas unen sitios con cultivos agrícolas, líneas punteadas en verde claro sitios con pasturas y líneas sólidas verde oscuro bosques clausurados al pastoreo.

DISCUSIÓN

Al igual que en otros ecosistemas del mundo, los resultados obtenidos muestran pérdidas de COS y de NOS luego del reemplazo del bosques por cultivos agrícolas (Brown & Lugo 1990; Batjes & Sombroek 1997). Si bien en los tres primeros años luego del desmonte se registró un aumento de MOS, en los siguientes años se observó una caída abrupta respecto a los niveles de referencia del bosque. A pesar de no contar con réplicas verdaderas para cada edad que posibiliten un análisis estadístico, los resultados obtenidos para distintos años de desmonte muestran tendencias claras en los cambios de la MOS. El aumento de la MOS inicial podría estar explicado por el ingreso al suelo de grandes cantidades de biomasa remanente del bosque desmontado y por la ausencia de labranza (ya que estos sistemas se manejan en siembra directa) que podría ayudar a la preservación de la MOS. Balesdent et al. (2000) explican que los sistemas sin labranza afectan poco la dinámica del N, generándose una tendencia a la conservación del contenido inicial de N activo. La disminución del COS con el uso agrícola ha sido observada en numerosos estudios y puede explicarse en base a cambios en los ingresos y egresos de materia orgánica al suelo (Brown & Lugo 1990; Batjes & Sombroek 1997; Balesdent et al., 1998; Beheshti et al., 2012; Golchin & Asgari 2008). En los sitios estudiados en este trabajo es probable que los ingresos de materia orgánica al suelo por parte de los cultivos sean menores que en el bosque remanente, ya que los cultivos tienen una productividad aérea menor al bosque aportando menos residuos y concentrándolos en un período corto del año, en contraposición a un bosque que aporta más residuos y durante todo el año. Respecto a los egresos, durante los períodos en que no hay cultivos, el suelo queda descubierto, produciéndose variaciones importantes en las condiciones de temperatura y humedad, favoreciendo la descomposición de la MOS

(Balesdent et al., 2000). La disminución en la relación C/N observada en lotes agrícolas podría estar ocasionada por mayores pérdidas relativas de COS que de NOS, posiblemente por una mayor disponibilidad de N asociada a la fijación biológica de N por parte de la soja, el cultivo que con mayor frecuencia reemplaza al bosque (Anexo1).

Si bien está ampliamente documentado que la transición de bosque a pastura genera aumentos en los contenidos de MOS, al menos superficialmente (0-30 cm), los resultados del presente trabajo mostraron lo opuesto (Lugo et al., 1986; De Moraes et al., 1996, Neill et al., 1997, Eclesia et al., 2012). Guo & Gifford (2002) y Eclesia et al., (2012), comparan diversos estudios globales y regionales que describen aumentos de la MOS en transiciones de bosques a pasturas en sitios con precipitaciones medias anuales entre 1500 y 3000 mm, pero no encuentran efectos por encima o debajo de este rango. No hemos encontrado estudios de larga duración realizados en sitios con menos de 800 mm de precipitación media anual que evalúen los efectos sobre la MOS del reemplazo de bosques semiáridos por pasturas. En este sentido, nuestros resultados parecen mostrar un efecto contrario a lo observado en sitios templados y húmedos. La disminución de la MOS observada en nuestro estudio, con 600 mm de precipitación, podría deberse a una menor productividad aérea de las pasturas implantadas con respecto al bosque. En un estudio realizado en el Chaco semiárido, se registró hasta un 72% de disminución de la productividad de las pasturas luego de 7 años de implantadas (Roncedo et al., 2003). La implantación y la persistencia productiva de este tipo de pasturas es baja en la región debido en parte al estrés hídrico invernal ocasionado por la concentración de las precipitaciones en el verano, así como también a la falta de fertilización que reponga los nutrientes extraídos por el pastoreo

(Pérez, 2005). Esto contrasta con la alta persistencia (mas de 60 años) y productividad de las pasturas sembradas en remplazo de bosques tropicales (Eclesia et al., 2012).

El reemplazo de bosque por pasturas también afecta la distribución vertical de la MOS (Guo & Gifford, 2002). Mientras que las raíces del bosque tienen una profundidad de exploración que supera el metro, las pasturas concentran sus raíces en los primeros 30 cm. En este sentido, nuestros estudios mostraron mayores pérdidas de MOS en profundidad (30-90cm) que en superficie (0-30cm, especialmente de NOS). Por último, no se observaron cambios concluyentes en la C/N de la MOS, sugiriendo que la calidad de los residuos orgánicos de los bosques semiáridos y las pasturas que los remplazan serían similares, a diferencia de lo observado en sitios húmedos donde las pasturas tienen relaciones C/N mayores que el bosque (Cerri et al., 2003, Eclesia et al., 2012).

Las clausuras presentaron mayores contenidos de COS y NOS en todo el perfil que los bosques remanentes, sugiriendo que estos últimos se encuentran degradados por sobrepastoreo o extracción de madera, lo cual coincide con los resultados hallados por Abril & Bucher (2001) en un estudio de gradientes de pastoreo y restauración en la misma zona. Nuestros resultados también sugieren que el bosque sería capaz de almacenar mayores cantidades de MOS que la que actualmente se encuentra en el bosque remanente. Si el pastoreo fuera la principal causa de las disminuciones de la MOS esto podría ser debido a un aumento en las pérdidas de N por volatilización o lixiviación desde la orina del ganado, así como las extracciones de N por ganado en pie. Mayores contenidos de N disponible en las clausuras permitirían una mayor formación de MOS y también una mayor productividad del bosque clausurado (Piñeiro et al., 2009, Kirkby et al., 2013). A su vez, una mayor cobertura herbácea en los bosques clausurados actúa protegiendo al suelo de la erosión y también

disminuyendo la temperatura del suelo, que junto con la menor compactación del suelo observada, podría favorecer la retención de agua en el suelo y la formación de la MOS (Balesdent et al., 2000).

Los resultados obtenidos sugieren que tanto el pastoreo como el desmonte y reemplazo de bosques semiáridos por cultivos agrícolas o pasturas producen fuertes pérdidas de MOS y una gran compactación del suelo. Dada la importancia y la velocidad con que ocurren los cambios del uso del suelo en el Chaco semiárido y su potencial como fuente o sumidero de C, evaluar alternativas de uso o mejorar las prácticas actuales de manejo es una necesidad imperiosa en esta región escasamente estudiada.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Abril, A. & E.H. Bucher, 1999. The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology*. 12, 159-167.

Abril, A. & E.H. Bucher. 2001. Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology*. 16, 243–249.

Arzeno, J.L, R. Corvalán, D.J. Huidobro, A. Franzoni & A.D. Matta. 2004. Indicador de calidad de suelo: relación de la materia orgánica entre dos profundidades 0-5cm y 0-20cm. Ponencia en: XIX Congreso argentino de ciencias del suelo. Paraná, Argentina. 22 al 25 de junio de 2004.

Balesdent, J., E. Besnard, D. Arrouays & C. Chenu. 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and soil*. 201, 49-57.

Balesdent, J., C. Chenu & M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*. 53, 215-230.

Batjes, N.H. & W.G. Sombroek. 1997. Possibilities for C sequestration in tropical and subtropical soils. *Global Change Biology*. 3, 161–173.

Battle-Bayer, L., N.H. Batjes & P.S. Bindraban. 2010. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 137, 47-58.

Beheshti, A., F. Raiesi & A. Golchin. 2012. Soil properties, C fractions and their dynamics in land use conversion from native forest to croplands in northern Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 148, 121-133.

Bonino, E.E. 2006. Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 223, 183-189.

Brown, A., U. Martínez Ortíz, M. Acerbi & J. Corcuera. 2006. La situación ambiental argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, 587pp.

Brown, S. & A.E. Lugo. 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and soil*. 124, 53-64.

Bucher, E.H. 1982. Chaco and Caatinga - South american arid savannas, woodlands and thickets. En: Huntley, B.J. & B.H. Walker, (Eds.), *Ecology of Tropical Savannas*. Springer, Berlin, 48-794.

Cambardella, C.A. & E.T. Elliott. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*. 56, 777-783.

Cerri, C.E.P., K. Coleman, D.S. Jenkinson, M. Bernoux, R. Victoria & C.C. Cerri. 2003. Modeling Soil Carbon from Forest and Pasture Ecosystems of Amazon, Brazil. *Soil Science Society of America Journal*. 67, 1879-1887.

Christensen, B.T. 1996. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. Berlin, 143-159.

Davidson, E. & I. Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*. 20, 161-193.

De Moraes, J.F.L., B. Volkoff, C.C. Cerri & M. Bernoux. 1996. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma*. 70, 63-81.

Eclesia, R.P., E.G. Jobbagy, R.B. Jackson, F. Biganzoli & G. Piñeiro. 2012. Shift in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*. 18, 3237-3251.

Food and agriculture organization (FAO). 2011. Situación de los bosques del mundo 2011. FAO, Roma, Italia. 193 pp.

Fearnside, P.M. & R.I. Barbosa. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*. 108, 147-166.

Fernandes, C.M., P.P. Motavalli, C. Castilla & L. Mukurumbira. 1997. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. *Geoderma*. 79, 49-67.

Golchin, A., J.M. Oades, J.O. Skjemstad & P. Clarke. 1994a. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ^{13}C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Australian Journal of Soil Research*. 32, 285–309.

Golchin, A., J.M. Oades, J.O. Skjemstad & P. Clarke. 1994b. Soil structure and carbon cycling. *Australian Journal of Soil Research*. 32, 1043–1068.

Golchin, A. & H. Asgari. 2008. Land use effects on soil quality indicators in north-eastern Iran. *Australian Journal of Soil Research*. 46, 27-36.

Grau, H., N. Gasparri, & T. Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology*. 14, 985-997.

Guo, L.B. & R.M. Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology*. 8, 345-360.

Henderson, G.S. 1995. Soil organic matter: a link between forest management and productivity. En: Bigham, J.M., Bartels, J.M. (Eds.), Carbon Forms and Functions in Forests Soils. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI, USA, 419-435

Hoekstra, J.H., J.M. Boucher, T.H. Ricketts & C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*. 8, 23-29.

Houghton, R.A., DL. Skole & D.S. Lefkowitz. 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 II. Net release of CO₂ to the atmosphere. *Forest Ecology and Management*. 38, 173-199.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). 2009. Desarrollo metodológico y operativo para el relevamiento, correlación y evaluación de tierras. Área piloto: Las Lajitas, provincia de Salta. Ediciones INTA 2009. (Fecha de consulta: 30 de mayo 2012)
http://www.inta.gov.ar/prorenea/info/suelos_lajitas.htm.

Kirkby, C.A., A.E. Richardson, L.J. Wade, G.D. Batten, C. Blanchard & J.A. Kirkegaard. 2013. Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. *Soil biology and Biogeochemistry*. 60, 77-86.

Lal, R. 2004a. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. 304, 1623-1627.

Lal, R. 2004b. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123, 1-22.

Lal, R. 2004c. Carbon sequestration in Dryland Ecosystems. *Environmental Management*. 33, 528-544.

Lugo, A.E., M.J. Sanchez & S. Brown. 1986. Land use and organic carbon content of some subtropical soils. *Plant and Soil*. 96, 185-196.

Morello, J. & C. Saravia-Toledo. 1959. El bosque chaqueño II. Ganadería y el bosque en el oriente de Salta. *Revista Agronómica del Noroeste Argentino*. 3, 209–258.

Neill, C., J.M. Melillo, P.A. Steudler, C.C. Cerri, J.F.L. De Moraes, M.C. Piccolo & M. Brito. 1997. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing por pasture in southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*. 7, 1216-1225.

Nye, P.H. & D. Greenland. 1964. Changes in the soil after clearing tropical forest. *Plant Soil*. 21, 101-112.

Pérez, H.E. 2005. Características de las especies forrajeras adaptadas a las condiciones del NO del país. Ponencia en: Congreso de Forrajes 2005. Córdoba, Argentina. 29 y 30 de Septiembre de 2005.

Piñeiro, G., J.M. Paruelo, E.G. Jobbágy, R.B. Jackson & M. Oesterheld. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. *Global Biogeochemical Cycles*. 23, (2)-GB2003.

Red agroforestal chaco argentina (REDAF). 2012. Monitoreo de Deforestación de los Bosques Nativos en la Región Chaqueña Argentina. Informe N° 1: Ley de Bosques, análisis de deforestación y situación del Bosque chaqueño en la provincia de Salta.

Romero, V., J.L. Arzeno, D. Moreno, R. Osinaga, SD. Sánchez & A. Franzoni. 2008. Uso de los indicadores de calidad de suelo en fincas del umbral al chaco en Salta y Santiago del Estero. Ponencia en: XXI Congreso argentino de ciencias del suelo. San Luis, Argentina. 13-16 de mayo de 2008.

Roncedo, C.S., H.E. Pérez & R. Corbella. 2003. Metodología para evaluar pasturas tropicales degradadas: *Chloris Gayana* Kunth CV común en la llanura deprimida de Tucumán,

Argentina. Tercera reunión de producción vegetal y primera de producción animal del NOA. Pp. 33-44.

Sánchez, D.C., J.L. Arzeno & E.R. Corvalán. 2008. Validación de modelos de estimación de MO en base a textura para suelos del departamento de Anta, Salta. Ponencia en: XXI Congreso argentino de ciencias del suelo. San Luis, Argentina. 13-16 de mayo de 2008.

Schlesinger, W.H. 1997. Biogeochemistry, an analysis of global change. Academic Press, San Diego, California, USA.

Sollins, P., C. Glassman, E. Paul, C. Swanston, K. Lajtha, J.W. Heil & ET. Elliot. 1999. Soil carbon and nitrogen pools and fractions. En: Robertson, GP., DC. Coleman, CS. Bledsoe & P. Sollins (Eds.), En: Standard soil methods for long-term ecological reaserch. Oxford University Press, USA New York.

Solomon, D., F. Fritzsche, J. Lehmann, M. Tekalign, & W. Zech. 2002. Soil Organic Matter Dynamics in the Subhumid Agroecosystems of the Ethiopian Highlands: Evidence From Natural ¹³C Abundance and Particle-Size Fractionation. 969-978.

Tortorelli, L.A. 2009. Maderas y bosques argentinos, 2da edición. Buenos Aires. Orientación Gráfica Editora.

Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). 2007. Monitoreo de Bosque Nativo período 1998-2006. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

Van Dam, D., E. Veldkamp & N. Van Breemen. 1997. Soil organic carbon dynamics: variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica. Biogeochemistry. 39, 343-375.

Volante, J., J.M. Paruelo, M. Vale, C. Morales, & S. Sühring. 2009. Dinámica espacial y temporal de la deforestación en la Región Chaqueña del Noroeste argentino período 1977-2007. Poster en: XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina. 18-23 de octubre de 2009.

ANEXO 1

Historia de lote año a año de acuerdo a la estación: invierno o verano. Los números entre paréntesis al lado del uso indican los años transcurridos desde el desmonte en cultivos agrícolas y pasturas y los años de clausura al pastoreo en las mismas. Fuente: INTA-Salta

Uso/Año	1978	1979	1980-1989	1990	1991	1992-1993	1994	1995-2000	Inv	Ver
									2001	
Agrícola 2(32)	<i>Desmonte</i>	s/dato	s/dato	s/dato	s/dato	s/dato	s/dato	s/dato	Trigo	Soja
Agrícola 3(19)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	<i>Desmonte</i>	s/dato	s/dato	s/dato	Trigo	Soja
Agrícola 3(16)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	<i>Desmonte</i>	s/dato	Trigo	Soja
Agrícola 4(3)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque
Agrícola 4(2)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque
Pastura 1(31)	Bosque	<i>Desmonte</i>	s/dato	s/dato	s/dato	s/dato	s/dato	s/dato	Pastura	Pastura
Pastura 6(4)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque
Clausura 2(32)	<i>Clausura</i>	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura
Clausura 5(20)	Bosque	Bosque	Bosque	<i>Clausura</i>	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura
Clausura 3(16)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	<i>Clausura</i>	Clausura	Clausura	Clausura

*continúa en página siguiente

Uso/Año	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver
	2002		2003		2004		2005		2006	
Agrícola 2(32)		Maíz	Trigo	Soja	Trigo	Soja		Soja		Soja
Agrícola 3(19)	Trigo	Soja	Trigo	Soja		Maíz		Soja		Soja
Agrícola 3(16)	Trigo	Soja	Trigo	Soja	Trigo	Soja		Soja		Soja
Agrícola 4(3)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque
Agrícola 4(2)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque
Pastura 1(31)	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura
Pastura 6(4)	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	Bosque	<i>Desmorte</i>	
Clausura 2(32)	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura
Clausura 5(20)	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura
Clausura 3(16)	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura

*continúa en página siguiente

Uso/Año	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	doble cultivo	simple cultivo
	2007		2008		2009		2010			
Agrícola 2(32)		Soja		Maíz	Trigo	Soja		Soja	4	6
Agrícola 3(19)		Soja		Maíz		Soja		Soja	3	7
Agrícola 3(16)		Soja		Maíz	Trigo	Soja		Soja	5	5
Agrícola 4(3)	<i>Desmonte</i>			Maíz		Soja		Soja	0	3
Agrícola 4(2)	Bosque	Bosque	<i>Desmonte</i>			Soja		Soja	0	2
Pastura 1(31)	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	-	-
Pastura 6(4)	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	Pastura	-	-
Clausura 2(32)	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	-	-
Clausura 5(20)	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	-	-
Clausura 3(16)	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	Clausura	-	-

“Nada, realmente nada, pero sucede que nada más nada no da nada sino que a veces da un poquito de algo.” El libro de Manuel - J. Cortázar.

AGRADECIMIENTOS

A mis viejos que, entre tantas otras cosas, me enseñaron que educarse no es sólo el camino para tener un título sino más bien una forma de enfrentar la vida. A mi mamá que se aguantó todas mis incertidumbres sin chistar y a veces chistando. A mi papá que es mi ejemplo de perseverancia y voluntad.

A mis queridos hermanos, por ser mis ejemplos de vida desde siempre. Gracias Ana por ser la primera en confiar en mí, Juan por brindarme siempre tu ayuda, Clara por tu espíritu crítico y Tomás por abrirme las puertas del mundo.

A Ani, la mejor amiga que se pueda tener. Desde que no te soportaba hasta que te volviste una infaltable, gracias por quererme tanto, por escucharme siempre, y por darme el ánimo para llegar hasta acá.

A las Gordas, mi grupo de amigas de siempre. A la Colo, por estar ahí compartiendo mucho y poniéndome pilas para seguir. A Sama, por bancarme y compartir la curiosidad por la naturaleza. A Bel, por tu buen humor que contagia, a Fete, por seguir segundo a segundo mis avances de tesis.

A Aye, por tu oído siempre dispuesto. Por alegrarte conmigo por cada paso dado.

A Nacho, por escuchar mis quejas y aconsejarme, por ayudarme y darme el empujón necesario en cada momento.

A Gerva, por haberme enseñado mucho. Gracias porque a pesar de tanto ácido clorhídrico derramado, tanto tupper y tanto mortero roto, me seguiste aguantando. Gracias por haberme guiado durante todo este proceso, por escucharme, por confiar y por abrirme tantas puertas.

A José, por ser un gran profesor y una invitación a pensar constante.

Al queridísimo LART, qué equipo! Lola, gracias por acompañar todos nuestros proyectos con tu energía y tu disponibilidad. A toda la muchachada por los almuerzos interminables de divagues científicos y no tanto, por los viajes y por ser un gran lugar de

formación. A Lau, por invitarme a hacer esta tesis y abrirme la cabeza. A Mery, por brindarme su confianza desde el principio.

A los del sucio, por hacer que las tardes de procesamiento, mate de por medio, sean más divertidas y a Wally, además, por ayudarme a llevar y traer cosas siempre que hizo falta, pero sobre todo por tanta risa compartida.

A Lore por su gran ayuda con las cosas de laboratorio y también por las buenas charlas.

A mis compañeros de carrera, que entre mate y apuntes hicieron que disfrutara y quisiera mucho a esta facultad. Especialmente, a Sofi, Jose y Barby que además de compañeras fueron amigas. Y a Marian por ponerle tanta pila a todo, lo tuyo es Brishante!

A José Volante, que nos recibió más de una vez en Salta y fue indispensable para que esta y otras tesis fueran posibles.

A Rob Jackson que financió los análisis de esta tesis en su Laboratorio de Isótopos Estables (DEVIL), de la Universidad de Duke, Estados Unidos.