

Capítulo 15

RELACIÓN DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORALES CON EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA POTENCIAL CAPTURA DE CARBONO

Francis Dube¹, Miguel Espinosa¹, Neal Stolpe² y Erick Zagal²

RESUMEN

El cambio en el uso del suelo afecta el potencial de secuestro de carbono (C) en todos los ecosistemas. Sin embargo, existe todavía poca información accesible sobre los aspectos del secuestro de C en agroecosistemas ubicados en las zonas templadas del Hemisferio Sur, y especialmente en aquellas zonas con suelos volcánicos.

En la región de Aysén, Patagonia chilena, se llevó a cabo un estudio entre los años 2005 y 2011 para determinar la influencia de algunos agroecosistemas en los contenidos totales de C, cuantificar y comparar los reservorios y flujos de C en estos ecosistemas, y modelar los potenciales de secuestro de C.

Los tratamientos consistieron en sistemas silvopastorales con *Pinus ponderosa* (SPS), plantaciones de pino ponderosa (PPP) y praderas naturales (PST). La conversión de PPP a SPS causó un aumento del 30% del C orgánico de suelo a 0-40 cm de profundidad. Los árboles en SPS están utilizando los recursos del sitio de manera más eficiente y su crecimiento es mejorado por el nitrógeno adicional suministrado por la leguminosa, dando como resultado una cantidad mayor de C secuestrado.

Los reservorios de C sobre y bajo el suelo fueron 224, 199 y 177 t C ha⁻¹ en SPS, PPP y PST, respectivamente, mientras que los flujos netos de C fueron +1.8, +2.5 y -2.3 t C ha⁻¹ año⁻¹ para SPS, PPP y PST, respectivamente.

En SPS y PPP, los flujos netos positivos de C indican que estos sistemas funcionan como verdaderos sumideros de C. Sin embargo, el flujo negativo neto de C en PST indica que este sistema podría ser una "fuente" neta de C a la atmósfera.

Para llegar a la neutralidad de C en la Patagonia chilena, un área de 481 km² bajo sistemas silvopastorales con ganado bovino sería suficiente para contrarrestar todas las pérdidas de CO₂ y CO₂-equivalente (CH₄ y N₂O) de sistemas agropecuarios con ganado bovino. Sin embargo, debido a que la pradera está actuando como una fuente de C, la implementación de sistemas silvopastorales en grandes superficies en la Patagonia podría contribuir enormemente con las estrategias de mitigación del cambio climático en Chile.

Palabras claves: Andisols, Reservorios y flujos de C, GEI, *Pinus ponderosa*

¹ Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. fdube@udec.cl

² Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción, Chile.

SUMMARY

Land-use change affects the carbon (C) sequestration potential across landscapes. However, little information is available on aspects of C sequestration in agroecosystems located in the temperate areas of the Southern Hemisphere, and especially those on volcanic soils.

In the Aysén region, Chilean Patagonia, a study was undertaken between 2005 and 2011 in order to determine the influence of prominent Patagonian ecosystems on the total C contents; to quantify and compare C pools and fluxes in these ecosystems, and to model C sequestration potentials.

The treatments consisted of *Pinus ponderosa*-based silvopastoral systems (SPS), Ponderosa Pine plantations (PPP) and natural pasture (PST). Conversion of PPP to SPS resulted in a 30% increase in soil organic carbon at 0-40 cm depth. The results indicate that trees in SPS are using the site resources more efficiently and have their growth enhanced by the additional soil N provided by the leguminous pasture, resulting in larger amounts of C being sequestered.

Total above and belowground C pools were 224, 199 and 177 t C ha⁻¹ in the SPS, PPP and PST, respectively. Estimated system net C flux was +1.8, +2.5 and -2.3 t C ha⁻¹ y⁻¹ for the SPS, PPP and PST, respectively. In SPS and PPP, the positive net C fluxes indicated that these systems function as true C “sinks”, while a negative net C flux observed in PST indicated that this system could be a net C “source” to the atmosphere.

To attain C neutrality in the Chilean Patagonia, a land area of approximately 481 km² under silvopastoral systems with cattle would be sufficient to offset all C losses (CO₂, CH₄ and N₂O) from cattle-based livestock systems. Considering that pasture is acting as a C source, the adoption of SPS over large tracts of grazing lands in the Patagonia could therefore contribute enormously towards Chilean strategies to mitigate climate change.

Keywords: Andisols, C pools and fluxes, GHG, *Pinus ponderosa*

INTRODUCCIÓN

Se estima que entre 1850 y 2015 la concentración atmosférica de CO₂ aumentó de 280 a casi 400 ppm, siendo el incremento de 5% en los últimos 10 años (Tans, 2015). Cambios en los usos del suelo (e.g. deforestación) y combustión de energías fósiles son dos factores antropogénicos que han contribuido a este incremento. La influencia de las prácticas de manejo de la tierra sobre los *stocks* de carbono (C) en suelos y biomasa ha sido altamente documentada a nivel mundial (Ross *et al.*, 2002; Huygens *et al.*, 2005; Stolpe *et al.*, 2010; Dube *et al.*, 2009 y 2013). Cambios en usos del suelo no solo afectan las fuentes y sumideros de C, también tienen un efecto sobre las emisiones de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O).

IPCC (2007) indica que el uso de sistemas agroforestales en tierras agrícolas degradadas tiene un gran potencial de secuestro de C. Los árboles, por su naturaleza perenne, actúan como sumidero de CO₂ atmosférico de largo plazo. Por lo tanto, la introducción de árboles de rápido crecimiento en sistemas de cultivo agrícola, sobretodo cultivos perennes, puede aumentar la captura de C e incrementar a corto plazo los sumideros terrestres (Nair *et al.*, 2010). Una serie de estudios realizados en regiones templadas del mundo ha demostrado que los sistemas

agroforestales pueden secuestrar más C que los monocultivos agrícolas, praderas y plantaciones forestales y, por lo tanto, son considerados sumideros reales de C (Peichl *et al.*, 2006; Dube *et al.*, 2011, 2012, 2013).

En regiones remotas como la Patagonia chilena, que se caracteriza por sus extensas praderas degradadas y sus suelos volcánicos erosionados, muchos pequeños y medianos productores tienen cada vez más dificultades para mantener la productividad de sus sitios de cría de ganado, una actividad tradicional que es también a veces su única fuente de ingresos, ya que pocos de ellos pueden cambiar de rubro para dedicarse exclusivamente a la actividad forestal, el Instituto Forestal de Chile (INFOR) incentiva la adopción de sistemas silvopastorales, como una práctica más sustentable del uso de sus tierras, a fin de cubrir sus necesidades socioeconómicas y, a su vez, contribuir con la mitigación del aumento de la concentración de CO₂ atmosférico (Teuber y Ganderats, 2009).

En la región de Aysén, la gestión de la mayoría de las propiedades ganadero-forestales medianas y grandes se caracteriza por una mentalidad pionera de corto plazo y su manejo no es sustentable, es decir, no existe una orientación hacia beneficios equitativos para las futuras generaciones. Según el Gobierno Regional de Aysén (2002), es necesario evaluar experiencias extranjeras y adaptarlas a la realidad de la zona, implementando por ejemplo prácticas silvopastorales. Con la ratificación del Protocolo de Kioto por Chile, la adopción progresiva de sistemas silvopastorales representa hoy más que nunca una forma de uso del suelo adaptada a la realidad climática y económica de la región.

Los escasos estudios sobre sistemas agroforestales en Chile y la ausencia de investigaciones científicas que permitan modelar los balances de C en sistemas silvopastorales ubicados en la zona templada del hemisferio sur, en especial aquellos establecidos sobre suelos volcánicos degradados, indican la necesidad de estudiar y comparar los reservorios de C de estos sistemas con aquellos encontrados en praderas naturales y bosques plantados. En la región de Aysén los pastizales cubren más de 1 millón de hectáreas y los bosques plantados con especies exóticas un área superior a 40.000 ha (INFOR, 2014).

En este contexto, se entregan los antecedentes de un estudio inédito que evalúa el potencial de captura de C (sobre y bajo la tierra) en ecosistemas sobre suelos volcánicos degradados en la Patagonia chilena.

OBJETIVOS

Medir el tamaño de las reservas de C presentes en una plantación raleada y podada de *Pinus ponderosa* de 18 años de edad (PPP) y en un sistema silvopastoral con pinos (SPS) con fajas de praderas de 21 m de ancho establecidas entre fajas de árboles de 6 m de ancho.

Determinar el efecto de las leguminosas *Trifolium* spp. sobre el crecimiento del componente arbóreo.

Cuantificar y comparar los reservorios y flujos de C en la plantación de pino, el sistema silvopastoral y la pradera mejorada (PST).

Modelar los potenciales de secuestro de C en estos tres agroecosistemas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Sitio y Diseño Experimental

El sitio de investigación se ubica en el Módulo Agroforestal San Gabriel en el Sector Mano Negra (Figura N° 1a), establecido en 2002 por el Instituto Forestal (INFOR), 30 km al norte de la ciudad de Coyhaique en la región de Aysén, en una pendiente de exposición oeste, a una altitud de 730 msnm, 45°25' LS y 72°00' LW.

El estudio se llevó a cabo en la Zona Agroecológica Intermedia de la región de Aysén en la Patagonia chilena. La precipitación anual varía de 1.000 mm a 1.500 mm. Sin embargo, solo el 15% de la precipitación ocurre entre diciembre y febrero, coincidiendo con el período más cálido y ventoso. Las temperaturas medias oscilan entre 12 °C y 14 °C en verano y 2 °C y 3 °C en invierno (Dube *et al.*, 2009).

Durante el verano, los fuertes vientos del oeste provocan déficits estacionales de agua y erosión eólica, lo que puede disminuir la materia orgánica del suelo (MOS). Los horizontes del suelo mineral tienen propiedades de suelo andinas, que incluyen baja densidad aparente ($<0,9 \text{ g cm}^{-3}$), altos valores de fijación de P (65-89%) y alto contenido de agua a 1500 kPa de tensión. El suelo fue clasificado como medial, amorfo, méxico, *Typic Hapludands* (Stolpe *et al.*, 2010).

Tres usos del suelo, en lo sucesivo denominados como tratamientos fueron estudiados:

Sistema silvopastoral con *Pinus ponderosa* (SPS) con fajas de praderas de 21 m de ancho establecidas entre fajas de árboles de 6 m de ancho (Figura N° 1b).

Plantación raleada y podada de *Pinus ponderosa* (PPP) de 18 años de edad (Figura N° 1c).

Pradera natural mejorada (PST) (Figura N° 1d).

Toda la zona de estudio estaba inicialmente cubierta con bosque nativo dominado por lenga (*Nothofagus pumilio*).

En 1991 fueron establecidas plantaciones de *Pinus ponderosa* sobre praderas degradadas, con una densidad de 2000 árb ha^{-1} y espaciamiento de 2,0 m x 2,5 m. En 2003, la densidad había bajado naturalmente a 1514 árb ha^{-1} , la altura media de los árboles (HT) era 6,7 m, el diámetro a altura de pecho (DAP) 11,4 cm, el área basal 15,3 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, y la cobertura de copa sobre 90%.

En este mismo año, se raleó parte de la plantación (5 ha) a una densidad final de 800 árb ha^{-1} (espaciamiento homogéneo) y otra parte a una densidad de 400 árb ha^{-1} , la cual fue luego convertida a un sistema silvopastoral en fajas (5 ha) (Dube *et al.*, 2011, 2012).

La pradera en las fajas abiertas tenía una carga animal de 0,5 vacunos ha^{-1} , y consistió en una mezcla de gramíneas (*Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis*) y leguminosas perennes (*Trifolium pratense*, *T. repens*) y otras especies acompañantes (*Acaena magellanica*, *A. pinnatifida*, *Hypochaeris radicata*, *Taraxacum officinale*).



(Fuente: Dube *et al.*, 2011).

- a- Sistema silvopastoral en fajas, rodeado de la plantación de *Pinus ponderosa* en monocultivo y de la pradera natural manejada.
- b- Parcelas permanentes establecidas en el sistema silvopastoral con vacunos Angus Negro pastoreando entre hileras de pino (SPS).
- c- Plantación podada y raleada de *Pinus ponderosa* (PPP).
- d- Pradera natural (PST)

Figura N° 1
TRATAMIENTOS INCLUIDOS EN EL ESTUDIO SECTOR MANO NEGRA
REGIÓN DE AYSÉN, PATAGONIA CHILENA

Cada parcela experimental medía 15 m x 27 m (405 m²) y se encontraba a 5 m del borde de cada tratamiento. En SPS, cada parcela incluía tres hileras de pinos (6 m de ancho) y media faja de pasto en cada lado de la faja de árboles (10,5 m de longitud). En PPP y PST, las parcelas tenían solo pinos y pasto, respectivamente (Dube *et al.*, 2012).

Biomasa de Pino Ponderosa y Pastura y Contenidos de Carbono

Se realizó un inventario forestal en PPP y SPS en 2007, 2008 y 2009 para determinar las características y crecimiento de los árboles bajo diferentes tipos de manejo (Dube *et al.*, 2012).

Todos los árboles en las réplicas fueron evaluados, midiendo las variables DAP y HT con cinta diamétrica y vara telescópica, respectivamente.

Dadas las limitaciones logísticas y la disponibilidad de equipos, se estimó la biomasa radicular gruesa (diámetro > 5 mm) con una función alométrica que relaciona la biomasa radicular del árbol con el DAP (cm) del tronco (Gayoso *et al.*, 2002; Dube *et al.*, 2009) (Biomasa radicular = $-13,2750 + e^{(2,4148 + 0,0743 \cdot \text{DAP})}$). En cuanto a las raíces finas (diámetro <5 mm), se estimó su producción anual como un porcentaje de la caída de biomasa foliar (Abohassan, 2004).

Se hizo un muestro destructivo para determinar el peso de los distintos componentes arbóreos. Tres árboles en PPP y SPS fueron seleccionados al azar usando la técnica del árbol medio basado en el área basal media. Este método asume que el árbol de tamaño medio también contiene la biomasa media del rodal (Teller, 1988).

Una vez volteado el árbol, se midió la biomasa fresca de los troncos, ramas, ramillas, acículas y conos usando un dinamómetro de 45 kg (*Salter Brecknell Electro Samson Scale, Raco Industries, Cincinnati, OH, USA*). Tres sub muestras de cada componente arbóreo (incluyendo raíces gruesas superficiales extraídas con palas y sierra a 0 - 30 cm de profundidad) fueron extraídas para determinar los niveles de humedad y concentraciones de carbono. Se obtuvieron rodela a altura de tocón, de pecho y de inicio de copa. Se secaron las sub muestras en un horno a 65°C por 5 días y se pesaron nuevamente, lo que permitió extrapolar el peso seco medio de las diferentes sub muestras al rodal completo (Peichl *et al.*, 2006). La concentración de C total de las sub muestras se determinó con un analizador elemental Fisons EA1108 CHNS-O (*Fisons Instrument, CA, USA*).

La biomasa pratense total sobre el suelo fue cosechada a partir de tres cuadrantes colocados al azar (0,5 m² cada uno) por parcela de muestreo (9 en total por tratamiento) para determinar la productividad primaria neta aérea (ANPP). El material de pastoreo se cosechó tres veces al año en la temporada de crecimiento durante un período de dos años. Dado que no fue posible medir la productividad primaria neta subterránea (BNPP), esta se estimó usando un algoritmo conocido (Gibson, 2009).

Hojarasca y Descomposición de Sustratos Orgánicos

Trampas cónicas circulares de 1 m² con una altura de 60 cm fueron usadas en SPS y PPP para recoger la biomasa foliar (Berg y Laskowski, 2006). La cantidad de biomasa se midió mensualmente durante un período de 2 años y semanalmente durante las temporadas lluviosas.

Con el fin de cuantificar la descomposición de la hojarasca, la biomasa de raíces mixtas de pasto y las heces de ganado, se usaron bolsas de poliéster de 20 cm x 20 cm con una malla de 0,5 mm que se llenaron con los sustratos respectivos (Berg y Laskowski, 2006) y luego se colocaron sobre el horizonte Oe (acículas y heces) o se enterraron a 15 cm de profundidad (biomasa radicular).

Las acículas de pino se muestrearon cada seis meses durante dos años, mientras que la toma de muestras de raíces y heces de ganado se realizó cada tres meses durante un año.

El aporte anual de C al suelo por parte del ganado se estimó usando la cantidad de heces producidas por animal por día (Yang *et al.*, 2003), la concentración en C de las heces y las capacidades de carga animal.

Carbono y Nitrógeno de Suelo

En marzo de 2009, se tomaron muestras de suelo a 0 - 5; 5 - 20 y 20 - 40 cm de profundidad con un barreno para determinar el contenido total de C orgánico e inorgánico, así como el N total en cada tratamiento (Dube *et al.*, 2009). Dada la génesis de los suelos volcánicos, el contenido de C inorgánico era casi inexistente y se concluyó que C total fue lo mismo que C orgánico.

Contenido de Carbono en Lixiviados y Respiración de Suelo

Las concentraciones de C en la solución del suelo lixiviada bajo las raíces de pasto y pinos se midieron usando lisímetros de tensión instalados de forma permanente a una profundidad de 80 cm. El muestreo se realizó sobre una base mensual y semanal durante las estaciones lluviosas. El carbono disuelto en el agua de lluvia y las nevadas se determinó seis veces al año durante los meses de mayor precipitación. El C orgánico soluble total se analizó por combustión a 675 °C usando un TOC-V CPN *Total Organic Carbon Analyzer* (Shimadzu Corp., Kyoto, Japan). La lixiviación de C representa la suma de diferentes entradas, una de ellas es el C disuelto en la lluvia y nevadas durante todo el año.

Conociendo la concentración de C en las deposiciones atmosféricas y usando datos de concentración de C de la solución del suelo lixiviado (Dube *et al.*, 2011), se pudo determinar la contribución de cada sistema a la cantidad total de C lixiviado. Adicionalmente, se cuantificó la respiración total del suelo con la técnica *in situ* de absorción de CO₂ por soda carbonatada en cámara cerrada (Edwards, 1982).

Cámaras circulares se instalaron a 5 cm de profundidad en el suelo, asegurando que el área estaba libre de materia orgánica viva. Las mediciones se realizaron mensualmente y semanalmente en verano. Se calculó la cantidad de CO₂ producido en 24 horas para el área de la cámara y se convirtió a la hectárea.

Análisis Estadísticos

Todos los tratamientos se analizaron con el procedimiento *General Lineal Model* de SAS v.9.0 (SAS Institute Inc., 2003), para diseño completamente al azar, para probar el efecto de los tratamientos sobre los parámetros descritos en secciones anteriores (Peichl *et al.*, 2006). Todos los datos fueron examinados para la homogeneidad de la varianza y normalidad. El análisis de varianza se llevó a cabo utilizando el procedimiento ANOVA. Se utilizó la prueba t de Student para poblaciones independientes para comprobar si hay diferencias significativas entre las medias de los tratamientos (comparación por pares) ($P < 0,05$).

Flujos de Carbono del Ganado, Descomposición de Restos de Madera y Emisiones por Fertilizantes

La mayoría de los datos se derivaron de las parcelas experimentales. Sin embargo, los valores para la respiración de ganado, las emisiones de CH₄ procedentes de la fermentación entérica y de N₂O de parches de estiércol y orina, la pérdida anual de peso por descomposición de ramas muertas de *Pinus ponderosa* y troncos/tocones de *Nothofagus pumilio*, la tasa de lixiviación anual, y las emisiones anuales de N₂O provenientes de la aplicación de fertilizantes nitrogenados se derivaron de la literatura.

RESULTADOS

Distribución de Concentraciones y Stocks de Carbono en Pinos

En el Cuadro N° 1 son presentadas las concentraciones (%) y *stocks* (kg árb⁻¹ y kg ha⁻¹) de carbono en diferentes componentes arbóreos en plantaciones de *Pinus ponderosa* (PPP) y en sistemas silvopastorales con pinos en fajas (SPS).

Las concentraciones de C de los componentes aéreos individuales y totales eran similares en ambos tratamientos; solo se observó una diferencia significativa para las acículas de pino, siendo mayor el valor en SPS. Las concentraciones de C en PPP bajaron en el orden Conos ≥ Acículas ≥ Ramillas > Raíces > Ramas ≥ Troncos, y Total aéreo ≥ Total subterráneo. Se detectaron diferencias significativas entre Conos y Ramas y entre Troncos y Raíces; Acículas fue también estadísticamente diferente de Ramas y Troncos. En SPS, las concentraciones relativas de C en los componentes arbóreos individuales fueron Acículas > Conos > Ramas ≥ Ramillas ≥ Raíces ≥ Troncos, y Total aéreo ≥ Total subterráneo. Acículas fue estadísticamente diferente de todos los componentes del árbol salvo Conos. En ambos PPP y SPS, Troncos fue el componente con el menor % de C. (kg árb⁻¹)

Cuadro N° 1
CONCENTRACIONES Y STOCKS DE C EN DIFERENTES COMPONENTES ARBÓREOS
EN PLANTACIONES DE *Pinus ponderosa* (PPP) Y SISTEMAS SILVOPASTORALES CON PINOS (SPS)

Componentes Arbóreos	PPP	SPS	PPP	SPS	PPP	SPS
	(%)*		(kg árb ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)	
Troncos	51,4 ± 1,0 a D	51,7 ± 0,8 a C	19,2 ± 4,8 a	23,0 ± 4,9 a	15350 ± 3829 a	9216 ± 1947 b
Ramas	52,8 ± 0,5 a CD	53,4 ± 1,0 a BC	9,1 ± 5,9 a	12,6 ± 3,4 a	7291 ± 4755 a	5054 ± 1379 a
Ramillas	53,7 ± 0,8 a ABC	53,2 ± 1,2 a BC	2,3 ± 1,2 a	3,7 ± 1,1 b	1832 ± 952 a	1478 ± 436 a
Acículas	55,2 ± 0,3 a AB	56,2 ± 0,7 b A	7,6 ± 1,6 a	13,4 ± 4,1 b	6066 ± 1288 a	5341 ± 1636 a
Conos	55,5 ± 1,0 a A	54,4 ± 0,1 a AB	0,2 ± 0,1 a	0,4 ± 0,04 b	144 ± 80 a	157 ± 15 a
Raíces	53,2 ± 1,3 a BCD	52,5 ± 1,4 a BC	21,3 ± 2,4 a	23,4 ± 4,8 a	17057 ± 1922 a	9372 ± 1912 b
Total aéreo	53,7 ± 0,4 a ABC	53,8 ± 0,4 a B	38,4 ± 13,2 a	53,1 ± 12,7 b	30683 ± 10577 a	21247 ± 5086 b
Total subterráneo	53,2 ± 1,3 a BCD	52,5 ± 1,4 a BC	21,3 ± 2,4 a	23,4 ± 4,8 a	17057 ± 1922 a	9372 ± 1912 b
Total árbol	53,6 ± 0,5 a	53,6 ± 0,4 a	59,7 ± 15,5 a	76,5 ± 17,3 b	47740 ± 12379 a	30619 ± 6902 b

(Fuente: Dube et al., 2012)

* Promedio ± desviación estándar

Valores con la misma minúscula en un mismo componente arbóreo y entre tratamientos (PPP y SPS) por grupo no son significativamente diferentes (Test t de Student, ***P* < 0,01).

Valores con la misma mayúscula en una columna y entre componentes arbóreos o entre totales no son significativamente diferentes (Test HSD de Tukey, **P* < 0,05).

En una base por árbol, el *stock* de C fue mayor en todos los componentes de SPS al compararlos con los de PPP (Cuadro N° 1 y Figura N° 2a). Se encontraron diferencias significativas solo en Ramillas (61% mayor), Acículas (76%) y Conos (100%), Total aéreo (38%) y Total árbol (28%).

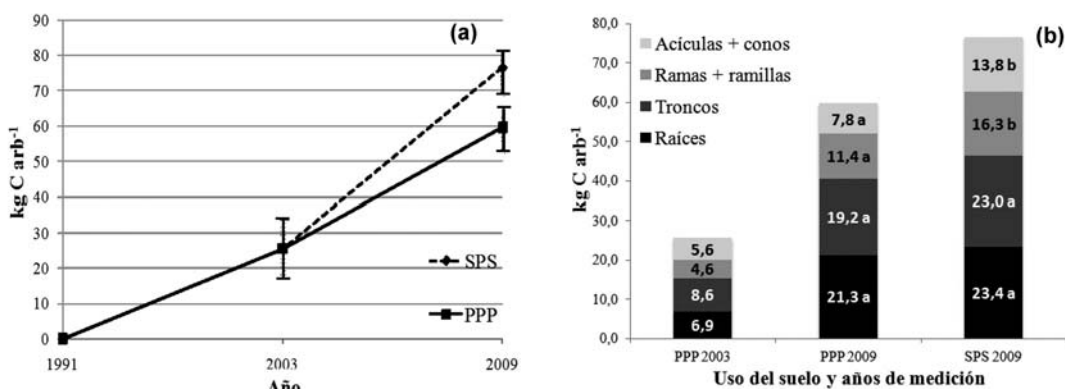
En PPP y SPS el 64 y 69% del C total del árbol, respectivamente, se almacenó como

biomasa aérea, mientras que el 36 y el 31% se almacenó en el sistema radicular (Dube *et al.*, 2012).

Además, el 32% y el 39% del C total en PPP y SPS, respectivamente, se almacenó en Ramas, Ramillas, Conos y Acículas, los que conjuntamente representan un aporte potencial de C al *stock* de C del suelo vía caída de biomasa foliar y poda (Cuadro N° 1 y Figura N° 2b).

Al observar los datos con respecto a la hectárea, en la plantación de pino hubo un *stock* de C significativamente mayor en Raíces (82% mayor) y Troncos (67%).

La diferencia entre PPP y SPS se redujo a solo un 44% al compararlo con los *stocks* de C total aéreo, lo que implica que en SPS el almacenamiento de C por árbol es más eficiente.



(Fuente: Dube *et al.*, 2012).

(a) Influenciada por un cambio en la densidad arbórea, desde el establecimiento de una plantación en 1991 a una densidad de 1514 árb ha⁻¹, seguido de un raleo en 2003 con una densidad resultante de 800 árb ha⁻¹ en la plantación (PPP) y 400 árb ha⁻¹ después de la conversión a un sistema silvopastoral (SPS). Las barras verticales indican el error estándar de la media.

(b) Distribución de los *stocks* de C (kg) por compartimento del árbol antes de ralear y en PPP y SPS seis años después. Valores con la misma letra minúscula en un mismo componente arbóreo y entre tratamientos no son significativamente diferentes (Test t de Student, ***P* < 0,01)

Figura N° 2
CAMBIO EN LA TASA DE CAPTURA DE CARBONO

Crecimiento y Productividad

En el Cuadro N° 2 aparecen los resultados de los inventarios forestales anuales realizados durante el período experimental a fin de comparar el crecimiento de los árboles bajo diferentes escenarios de manejo.

En términos generales, el DAP aumentó aproximadamente 1 y 2 cm por año en PPP y SPS, respectivamente, y el DAP fue significativamente mayor (*P* < 0,05) cada año en SPS que en PPP (5, 6 y 8%, respectivamente, en 2007, 2008 y 2009).

Al comparar la HT, no se observaron diferencias significativas, aunque los árboles en SPS eran en promedio 20 cm más altos.

SPS tuvo una tasa de ganancia de AB mayor que PPP debido al gran aumento del diámetro de los árboles. Sin embargo, al comparar el AB entre los tratamientos se observó una diferencia significativa ($P < 0,05$) cada año, en la que AB era 80, 77 y 69% mayor en PPP en 2007, 2008 y 2009, respectivamente.

Cuadro N° 2
INCREMENTO EN DIÁMETRO A LA ALTURA DE PECHO (DAP), ALTURA (HT) Y ÁREA BASAL (AB)
DURANTE UN PERÍODO DE DOS AÑOS
EN PLANTACIÓN DE *Pinus ponderosa* (PPP) Y SISTEMA SILVOPASTORAL EN FAJAS (SPS)

Año	DAP Medio*		HT Media*		AB Media*	
	PPP	SPS	PPP	SPS	PPP	SPS
	(cm)		(m)		(m ² ha ⁻¹)	
2007	20,7 ± 1,2 a	21,7 ± 1,9 b	6,8 ± 0,4 a	6,9 ± 0,3 a	27,4 ± 3,0 a	15,2 ± 2,7 b
2008	21,9 ± 1,4 a	23,2 ± 1,9 b	7,4 ± 0,4 a	7,6 ± 0,4 a	30,9 ± 3,7 a	17,5 ± 2,8 b
2009	23,2 ± 1,4 a	25,1 ± 1,9 b	8,1 ± 0,4 a	8,3 ± 0,4 a	34,5 ± 3,9 a	20,4 ± 3,1 b

(Fuente: Dube, 2010)

* medias ± desviación estándar

Valores con la misma letra minúscula en un mismo año y entre tratamientos por cada grupo) no son significativamente diferentes (Test t de Student, **P < 0,05).

De la Figura N° 2 se desprende que las tasas de secuestro de C aumentaron con la disminución de la densidad arbórea en la plantación de pino original y que la tasa de secuestro de C fue significativamente más alta luego de la conversión de la plantación en 2003 a un sistema silvopastoral en fajas.

La Figura N° 2b indica que el raleo hecho a diferentes densidades en 2003 dio como resultado más C secuestrado en SPS que en PPP en troncos (20% más), Ramas + Ramillas (43% más), Acículas + Conos (77% más), y en Raíces de cada árbol (10% más), en 2009.

Reservorios de Carbono

La Figura N° 3 representa los reservorios y flujos de C en el sistema silvopastoral con *Pinus ponderosa* en fajas (SPS). Los *stocks* de C eran 224, 199 y 177 t C ha⁻¹ en SPS, PPP y PST, respectivamente.

Dichos reservorios de C no incluyen los restos de madera gruesa de lenga y ramas muertas de pino, ya que estos sufren un lento pero constante proceso de descomposición a lo largo de los años, por lo tanto son reservorios más bien temporales.

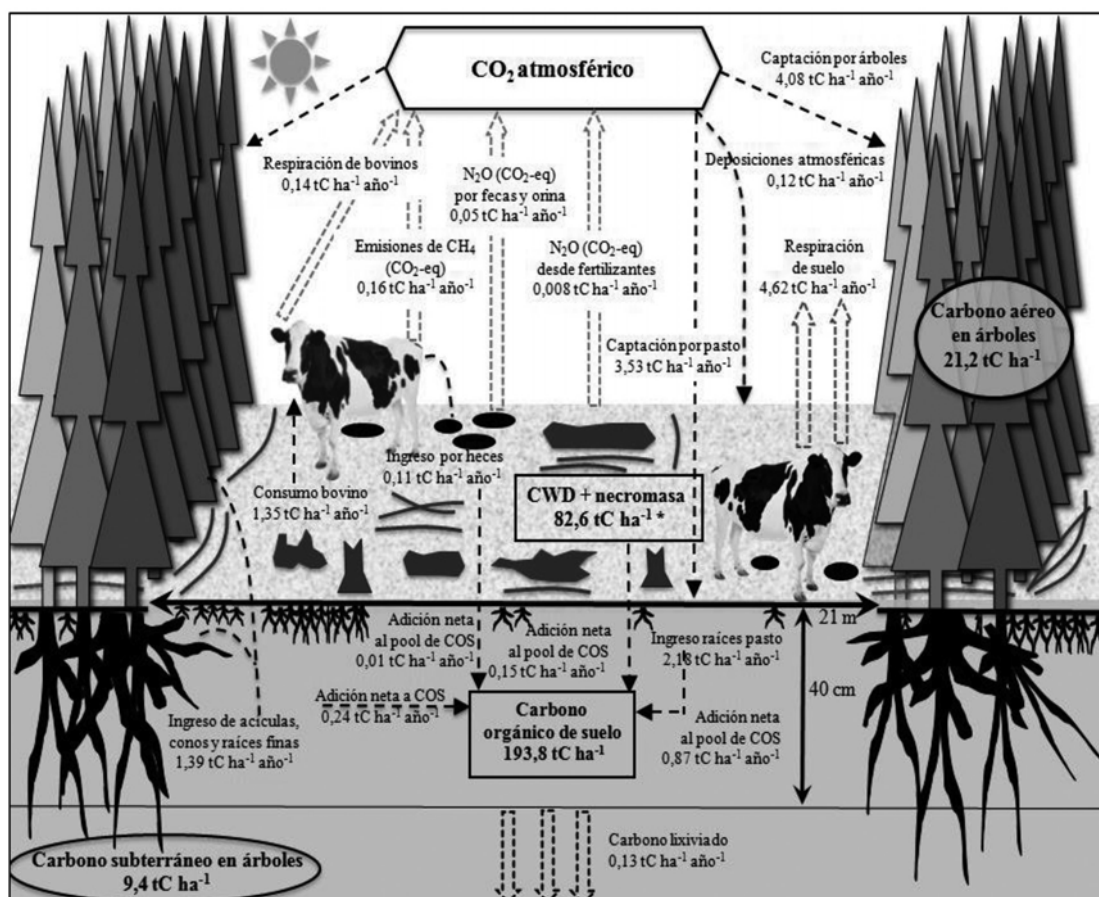
Además, dado el alto nivel de rotación de las raíces del pasto (0,9 año⁻¹) en todos los ecosistemas (Stolpe *et al.*, 2010) en primavera, verano y otoño, el C en la biomasa de las raíces finas del pasto fue considerado un flujo anual en el que el C es incorporado al reservorio del suelo y no al C secuestrado en las raíces del pasto (Gordon y Thevathasan, 2005).

Solo las raíces de árboles perennes con un diámetro mayor a 5 mm fueron consideradas como reservorios de C subterráneo (Abohassan, 2004).

La razón del reservorio de C arbóreo a subterráneo fue de aproximadamente 1:10, 1:5 y 1:177 para SPS, PPP y PST, respectivamente.

Dieciocho años después del establecimiento (1991 a 2009) de la plantación de pino, el total de C almacenado en SPS y PPP fue 27 y 12% mayor que el almacenado en PST, respectivamente.

Sin embargo, es interesante destacar que seis años después de la conversión (2003 a 2009) de la plantación a un sistema silvopastoral, el total del C almacenado en SPS aumentó un 13%.



Todos los reservorios de C aparecen en recuadros y los de flujos están indicados con flechas. *Los valores de CWD (restos de madera gruesa) + necromasa indicados en los recuadros son sólo informativos; los restos de madera gruesa y ramas muertas no representan reservorios de C verdaderos donde se almacena, una vez que éstos están en un proceso muy lento pero constante de descomposición a través de los años.

Figura N° 3
MODELOS DE RESERVORIOS Y FLUJOS DE C
PARA EL SISTEMA SILVOPASTORIL CON PINO PONDEROSA EN FAJAS

Flujos de Carbono

Los flujos netos de carbono en los ecosistemas, evaluados durante un período de medición de dos años, se basan en las siguientes cuantificaciones: Asimilación neta por los árboles y la pastura, descomposición de detritos leñosos, respiración del suelo, lixiviación de C, deposiciones atmosféricas, consumo animal, aporte de heces y aplicaciones de fertilizantes. Sus valores fueron 1,8; 2,5 y -2,3 t C ha⁻¹ año⁻¹ para SPS, PPP y PST, respectivamente.

La mayor respiración del suelo se observó en la pradera (5,11 t C ha⁻¹ año⁻¹) y el componente pastoral de SPS (Dube, 2010). Las entradas anuales de C a través de las deposiciones atmosféricas fueron de 0,12 t C ha⁻¹ año⁻¹ para los tres ecosistemas y las pérdidas de C por lixiviación en SPS, PPP y PST fueron 0,13; 0,16 y 0,14 t C ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente.

En relación a la entrada anual de C proveniente de caída de biomasa foliar y producción de raíces, fue 1,39 y 1,78 t C ha⁻¹ año⁻¹ en SPS y PPP, respectivamente. Por último, la incorporación anual neta de C de raíces de pasto a los reservorios de C de suelo fue de 0,87; 0,34 y 1,09 t C ha⁻¹ año⁻¹ en SPS, PPP y PST, respectivamente, considerando una adición de 40% a la fracción recalcitrante del C orgánico de suelo (Falk, 1976).

DISCUSIÓN

Distribución de Concentraciones y Stocks de Carbono en Pinos

Considerando la gran diferencia de densidades arbóreas entre tratamientos (Cuadro N° 1), se esperaban grandes cantidades de C almacenado en raíces y troncos en PPP en una base por hectárea (kg ha⁻¹). Sin embargo, los árboles más grandes en SPS compensan, de cierta forma, la baja densidad. Al considerar que cada árbol en SPS secuestra 30% más C en la biomasa aérea y subterránea total en comparación con PPP, se sugiere que un incremento moderado en la densidad arbórea con una leve modificación al diseño del sistema podría aumentar la tasa de secuestro de C en los componentes arbóreos. Además, el uso de especies de rápido crecimiento con altos potenciales de secuestro de C, tales como álamos (*Populus* spp.), podría permitir mayores almacenamientos de C en períodos más cortos (Peichl *et al.*, 2006).

Crecimiento y Productividad

Es probable que la diferencia significativa del DAP anual entre los ecosistemas patagónicos se deba a la menor densidad arbórea en SPS dando como resultado una menor competencia y un mejor uso de los recursos del sitio como agua, nutrientes y radiación solar (Cannell, 1989). Además, la presencia de trébol en las fajas de praderas y los efectos residuales de la fertilización nitrogenada aplicada en años anteriores, proveen N adicional al suelo, lo que incrementará eventualmente el crecimiento de los árboles (Garrett *et al.*, 2000; Dube *et al.*, 2012).

La similitud en el incremento anual de la HT entre los tratamientos se explica porque HT es, ante todo, un índice de la calidad y productividad del sitio (Espinosa *et al.*, 1990). Es probable que los únicos factores que influenciaron la altura de los árboles hayan sido la baja densidad arbórea en SPS, la que redujo la competencia entre árboles, y el aumento de la disponibilidad de N en el suelo, causando la mejora de la fertilidad del mismo (Garrett *et al.*, 2000).

La tasa de crecimiento del AB en SPS fue mayor comparada con la de PPP debido al gran incremento del DAP en SPS; las diferencias significativas observadas anualmente entre los tratamientos podrían ser atribuidas a la densidad. El efecto de la doble densidad arbórea en PPP se refleja en un área basal mayor comparada con la de SPS, la que inicialmente era dos veces más que SPS y se redujo con cada año de crecimiento (Dube, 2010).

La disminución del crecimiento de los árboles en PPP puede estar relacionada al incremento de la competencia intraespecífica, la que se intensificará en los años venideros, mientras que SPS podría tener un incremento continuo de su área basal. SPS tuvo una disminución en el volumen de árboles por hectárea y una productividad de árboles más alta, la que es ideal para producir madera de alta calidad. Una mayor densidad arbórea en medio de las fajas en SPS podría afectar el crecimiento de los árboles dando como resultado valores de DAP más pequeños durante los subsecuentes inventarios arbóreos. Si hubiese más espacio entre árboles, el ancho de la faja de praderas sería reducido dando como resultado área disponible para pasto levemente menor, pero el árbol tendría mejor crecimiento, especialmente en el medio de la faja, lo que significa también mayor AB (Dube *et al.*, 2011, 2012).

Reservorios de Carbono

El ratio de reservorios de C aéreo:subterráneo muestra la preponderancia de los reservorios de C orgánico del suelo bajo tierra. La ausencia de especies leñosas perennes en la pradera es responsable del gran ratio observado en la pradera. Al comparar los reservorios en SPS y PPP, se observa que a pesar de que la densidad arbórea en SPS era solo el 50% de la de PPP, el ratio de reservorios de C aéreo:subterráneo fue mayor en SPS. La presencia de ciclos de C aéreos y subterráneos altamente activos en el sistema silvopastoral (Sharrow e Ismail, 2004) podría haber contribuido a la mayor proporción en SPS, a pesar de una menor densidad arbórea.

La relación obtenida en este estudio para SPS era la misma que la descrita por Peichl *et al.* (2006) para un sistema de cultivo intercalado de picea-cebada en Canadá. En ese estudio, los reservorios aéreos y subterráneos de C eran casi tres veces menores que los obtenidos en este estudio, lo que era de esperar dada la menor densidad arbórea (111 árb ha^{-1}) y los suelos no volcánicos en los que se estableció el sistema. Suelos volcánicos con alófanos tienden a capturar mayores cantidades de C que los no-volcánicos (Buol *et al.*, 1997).

Después de su conversión, SPS ha tomado solo un tercio del tiempo en comparación con PPP, desde su establecimiento, para alcanzar ganancias similares de C en sus reservorios aéreos y subterráneos, tal vez debido a las interacciones positivas entre los componentes ganaderos, arbóreos y pratenses. El gran potencial de almacenamiento de C en SPS también puede explicarse por un mayor crecimiento de los árboles, como se muestra en la Figura N° 2. Además, cabe mencionar que las proporciones de los reservorios de C total en los árboles y suelo, en relación con el C total secuestrado en PPP fueron similares a los reportados por Dube *et al.* (2009) para la plantación de pino en un estudio previo.

Por ejemplo, si no hubiese pastoreo en ningún de los sistemas, los reservorios de C total aéreo y subterráneo en el pasto representarían 6, 2 y 10% del C total secuestrado en SPS, PPP y PST, respectivamente. La contribución relativa de la biomasa radicular a estos valores varió de 80 a 90%. Esto está de acuerdo con los hallazgos reportados por Raich y Tufekcioglu (2000), donde grandes proporciones de los fotosintatos producidos por praderas fueron asignadas a las

raíces. Por otra parte, también se ha demostrado que pastos que crecen en ambientes hostiles, como los de la Patagonia, tienden a desarrollar mayores sistemas radiculares, donde las reservas de energía se pueden almacenar (Gibson, 2009).

Los potenciales de almacenamiento de C total indicados en esta investigación, 177 a 224 t C ha⁻¹, son superiores a los reportados en otros estudios en el hemisferio norte (Dixon *et al.*, 1994; Sharrow e Ismail, 2004; Gordon y Thevathasan, 2005; Peichl *et al.*, 2006), lo que demuestra el potencial de los sistemas agroforestales de clima templado en la captura de carbono. El gran almacenamiento de C observado en este estudio podría ser atribuido a la alta capacidad de secuestro de C de los suelos volcánicos y su importante contribución a los reservorios de C total de los sistemas. En el sur de Canadá, Peichl *et al.* (2006) encontraron reservorios de C total de 97, 75 y 69 t C ha⁻¹ para el cultivo intercalado de álamos con cebada, piceas con cebada y cebada en mono cultivo, respectivamente. Gordon y Thevathasan (2005) estimaron que el C almacenado en todos los reservorios de un sistema silvopastoral con álamos y ovejas era 62 t C ha⁻¹ en comparación con 44 t C ha⁻¹ en un monocultivo de pasto. En Oregón, Sharrow e Ismail (2004) encontraron que un sistema silvopastoral con pino oregón/ ballica/trébol, un monocultivo de pino pregón y otro monocultivo de ballica y trébol, secuestraron 109; 101 y 103 t C ha⁻¹, respectivamente. Dixon *et al.* (1994) estimaron que los sistemas agroforestales en las regiones templadas del mundo podrían capturar entre 15 y 198 t C ha⁻¹.

Flujos de Carbono

Se encontró que los flujos de C en este estudio eran similares a los reportados por Peichl *et al.* (2006), quienes encontraron flujos netos C de 13,2; 1,1 y -2,9 t C ha⁻¹ año⁻¹ para sistemas de cultivos intercalados con álamos-cebada, picea-cebada y un sistema en monocultivo de cebada, respectivamente.

En este estudio y el mencionado anteriormente, los sistemas agroforestales con coníferas han demostrado flujos netos positivos de C. Eran 1,8 t C ha⁻¹ año⁻¹ en esta investigación y 1,1 t C ha⁻¹ año⁻¹ en el estudio anterior, 60% más alto en el sistema silvopastoral patagónico. Parte de la diferencia observada tal vez podría explicarse por el mayor crecimiento de los pinos en relación con las piceas en sus respectivos entornos, pero varios otros factores, como el tipo de cultivo agrícola también deben tenerse en cuenta antes de poder hacer una comparación directa.

Por ejemplo, Gordon y Thevathasan (2005) estimaron que el potencial de captura de carbono neto anual en un sistema silvopastoral con ovejas bajo dosel de álamos era 2,7 t C ha⁻¹ año⁻¹ en comparación con 0,99 t C ha⁻¹ año⁻¹ en un monocultivo de pasto. Sin embargo, el estudio de ellos no tuvo en cuenta las pérdidas de C por lixiviación, las emisiones de N₂O provenientes de los fertilizantes aplicados y no incluyó datos de respiración del suelo a largo plazo como se hizo en este estudio.

En SPS y PPP, los flujos netos de C fueron positivos, lo que indican que estos sistemas son verdaderos sumideros de carbono. Un flujo neto de C negativo en PST indica que este sistema es una fuente neta de C a la atmósfera.

Seis años después de la conversión de la plantación de pino al sistema silvopastoral, el flujo de C de la plantación era solo el 39% más alto que el del silvopastoreo, a pesar de una mayor densidad de árboles y la ausencia de emisiones de GEI de los animales y la aplicación

de fertilizantes. La captación de carbono por los árboles y el pasto eran 7,6 y 6,6 t C ha⁻¹ año⁻¹ en SPS y PPP, respectivamente. Estas entradas de C fueron mayores que las salidas C, pero en la PST, las salidas de C superaron las entradas de C. En los meses de invierno, la respiración del suelo se vio compensada por la fotosíntesis de los árboles en SPS y PPP, aunque a un ritmo menor, pero no fue así en la pradera, lo que resulta en emisiones netas de CO₂ durante la temporada de invierno.

Potencial de Mitigación de los Gases de Efecto Invernadero

- Capacidad de Carga Animal

Con el uso de los valores netos de secuestro de C por los tres ecosistemas probados y valores del Potencial de Calentamiento Global (GWP) para metano y óxido nitroso, es posible determinar cuántas vacas por hectárea podrían potencialmente pastorear en el sistema silvopastoral y la pradera sin dar lugar a emisiones netas de C a la atmósfera. Los valores netos de secuestro de C fueron 3,80 y 1,09 t C ha⁻¹ año⁻¹ para SPS y PST, respectivamente. Sobre la base de estos valores netos de secuestro de C, el número hipotético de ganado bovino que puede resultar en “pastoreo neutro en C” es de 5 vacas por hectárea en SPS y solamente 2 en PST. Se trata de diez veces y cuatro veces más que la tasa media actual de 0,5 vacuno por hectárea en SPS y PST, respectivamente (Sotomayor *et al.*, 2009), debido a la incorporación de árboles en el sistema.

La capacidad de carga actual se podría aumentar siempre que la producción de pasto pueda soportar la nueva carga ganadera. Por ejemplo, en un estudio previo realizado en 2006, la pradera tenía una carga de 2 vacas ha⁻¹ (Dube *et al.*, 2009). Sin embargo, cabe señalar que estas máximas capacidades de carga se obtienen en base a los resultados de este estudio, donde la captación total de C por los árboles (asimilada en componentes leñosos y devuelta al suelo a través de la caída de biomasa foliar y recambio de raíces finas) representa la tasa media de captura aérea y subterránea de C durante 18 años, correspondientes a los períodos de crecimiento 1991-2003 y 2003-2009.

La capacidad de carga actual de ganado sería probablemente menor durante el establecimiento y la senescencia de los pinos. Además, con la maduración de los árboles, sus copas se hacen más grandes y van creando más sombra en el límite de la franja, lo que puede afectar el crecimiento de la pastura en los bordes de las fajas y por lo tanto, puede reducir la capacidad de carga debido a la menor producción de pasto. Capacidades de carga más elevadas también se pueden mantener con el pastoreo de cabras (Se refiere a Aysén u otra región, ya que en Aysén el uso de Cabras no es usual), ovejas o caballos, dadas sus menores emisiones de GEI por unidad animal (Yang *et al.*, 2003).

La carga animal afecta el balance de C debido a las emisiones de CH₄ por los rumiantes que aumentan con el número de animales pastoreando. Pérdidas digeribles de C de 5% se producen debido a las emisiones de CH₄ procedentes de la fermentación entérica, lo que contribuye entre el 16 y el 23% de las emisiones globales de CH₄ (Soussana *et al.*, 2004). Praderas bien manejadas, con el uso de pastos de mejor calidad que aumenten la eficiencia digestiva reducirán las emisiones de CH₄ porque el pasto ingerido permanece menos tiempo en el rumen, produciendo menos CH₄ (De Ramus *et al.*, 2003). Un sistema silvopastoral con prácticas sostenibles de bajos insumos, que reducen al mínimo las perturbaciones vegetativas

y del suelo, que promueven la presencia de vegetación perenne y que recuperan las emisiones, contribuirán con la preservación de los reservorios de C y N durante décadas o siglos (Lal, 2005).

- Superficie Territorial Bajo Manejo Silvopastoral

Los resultados de esta investigación y los informes publicados permiten estimar el área total requerida bajo manejo silvopastoral para que la ganadería pueda tornarse neutra en C en la Patagonia chilena.

Hay 260,967 vacunos en la Patagonia, de las cuales 199.284 se encuentran en la región de Aysén (Teuber³, com. pers., 2010) y 61.683 en la de Magallanes (INE, 2007a). Usando los mismos datos netos de secuestro de C, y teniendo en cuenta que más de 3 millones de hectáreas de tierra están abandonados o degradados como consecuencia de los incendios forestales graves ocurridos en el siglo pasado, solo 48.127 ha (o 481,27 km²) bajo sistemas silvopastorales (SPS) con ganado bovino serían necesarias en la Patagonia chilena para compensar todas las pérdidas de C de los sistemas ganaderos puros y convertirse en C-neutrales, de las cuales 36.752 y 11.375 ha están en las regiones de Aysén y Magallanes, respectivamente.

Las regiones de Aysén y Magallanes (INE, 2007b) cubren un área de 108.494,4 y 38.400,8 km², respectivamente, por lo que el área total necesaria sería solo de 0,33%. Sin embargo, el área requerida usando praderas naturales en monocultivo (PST) asciende a un total de 167.783 ha, 128.125 ha están en Aysén y 39.658 ha en Magallanes. Esto es 3,5 veces más superficie de tierra requerida como sistemas de pastoreo en monocultivos, y representa el 1,14% de la Patagonia chilena. Sin embargo, hay que señalar que estas áreas requeridas solo consideran los sistemas silvopastorales con vacunos; se necesitarían áreas más pequeñas si solo pastorean ovejas, y áreas más grandes si se incluyeran ambas vacas y ovejas. Además, cabe mencionar que las emisiones de CH₄, CO₂ y N₂O contribuyen en el 46, 39 y 15%, respectivamente, al GWP de las áreas mencionadas anteriormente.

El uso de especies de crecimiento más rápido y adaptadas a las condiciones de la Patagonia, como *Populus trichocarpa* (Sotomayor⁴, comun. pers., 2009) podría dar lugar a un mejor almacenamiento de C a corto plazo o un mayor almacenamiento de C que los pinos en edad de rotación. Además, las hojas de álamo pueden liberar anualmente más N al suelo que las acículas de pino (Thevathasan y Gordon, 1997), debido a la diferente calidad de sustrato y podrían mejorar el crecimiento de los pastos. Además, con base en este estudio y conociendo los numerosos beneficios de la agroforestería para la conservación del suelo, la introducción de sistemas de pastoreo con árboles en la Patagonia puede ser una opción de política viable a ser considerada, ya que los sistemas de pastoreo en monocultivo (PST), lamentablemente, están actuando actualmente como fuente de C.

CONCLUSIONES

Diversos estudios realizados en regiones templadas del mundo han demostrado que la agroforestería, como un sistema de uso integrado del suelo, posee un potencial de secuestro

3 Osvado Teuber. INIA Tamel Aike. Aysén.

4 Álvaro Sotomayor, INFOR Sede Biobio

de C mayor que los sistemas de monocultivo agrícolas e incluso que los bosques plantados. La adopción de sistemas silvopastorales en la Patagonia chilena parece ser una práctica sustentable que optimiza la productividad del suelo, preserva e incrementa las reservas de C durante décadas o siglos y también contribuye con la reducción del CO₂ atmosférico.

Los resultados obtenidos indican que los árboles en SPS han incrementado su crecimiento debido a la baja competitividad y que el N adicional en el suelo que provee la pradera compuesta por leguminosas da como resultado el secuestro de grandes cantidades de C. Los árboles en SPS han secuestrado casi un 30% más de C en la biomasa total que en PPP. Un aumento moderado en la densidad arbórea, junto con algunas modificaciones al diseño del sistema, podría aumentar el secuestro de C en los árboles, con el beneficio agregado de la producción de biomasa para distintos usos (energía, otros). Establecer nuevos SPS sobre la base de semillas mejoradas, ganando varios años de beneficios de la agroforestería comparado con la conversión de plantaciones ya existentes a SPS y evitando todos los problemas relacionados con la eliminación de los desechos de corta asociado al proceso de conversión, parece ser la opción más conveniente.

Sobre la base de los resultados de este estudio podría incentivarse la introducción de SPS en la Patagonia, ya que los pastizales (sobre un millón de hectáreas) actúan como fuentes de C. El establecimiento de menos de 500 km² bajo SPS en praderas degradadas, o la conversión de PPP a SPS permitiría contrarrestar todas las pérdidas de C de los sistemas pecuarios con ganado bovino en la Patagonia chilena (Dube *et al.*, 2011).

La introducción del manejo silvopastoral en bosques de *Nothofagus pumilio* y *N. antarctica* puede ser una buena alternativa de manejo para los bosques ubicados cerca de las fincas ganaderas, siempre que los árboles sean raleados para abrir su dosel, y que la pastura leguminosa sea establecida en el sotobosque para optimizar el secuestro de C en los componentes vegetales y suelo. La utilización de árboles nativos de larga vida en sistemas silvopastorales permitiría el secuestro de grandes cantidades de C en la biomasa y el suelo, preservaría la calidad del COS y mantendría un adecuado balance entre las preocupaciones medioambientales y económicas relacionadas al uso de la tierra en la región de Aysén.

RECONOCIMIENTOS

Los autores desean sinceramente expresar su agradecimiento a Don Víctor Mata por permitir la realización de este estudio en sus tierras cerca de Coyhaique, a Silvia Marchetti por su colaboración en terreno, a Forestal Mininco SA por la logística y al Centro de Biotecnología y Laboratorio de Química Orgánica Ambiental de la Universidad de Concepción por realizar numerosos análisis de laboratorio.

Además, agradecen a INFOR por compartir preciosa información y datos.

Este estudio fue financiado por una beca (Proyecto No. 207.142.025-1.0) de la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción. Apoyo financiero adicional se obtuvo de CONICYT del Gobierno de Chile.

REFERENCIAS

- Abohassan, R. A., 2004.** Carbon dynamics in a temperate agroforestry system in southern Ontario, Canada. M.Sc. Thesis. Dept. Environ. Biol., University of Guelph, Guelph, ON, Canada, 122 p.
- Berg, B. y Laskowski, R., 2006.** Litter decomposition: a guide to carbon and nutrients turnover. Advances in Ecological Research, vol. 38, Elsevier Academic Press, San Diego, USA, 428 p.
- Buol, S. W.; Hole, F. D.; McCracken, R. J. y Southard, R. J., 1997.** Soil genesis and classification. 4th ed., Iowa State University Press, Ames, Iowa, 527 p.
- Cannell, M. G. R., 1989.** Physiological basis of wood production: a review. Scandinavian Journal of Forest Research 4: 459-490.
- Dixon, R. K.; Wimjum, J. K.; Lee, J. J. y Schroeder, P. E., 1994.** Integrated systems: assessing of promising agroforest and alternative land use practices to enhance carbon conservation and sequestration. Climate Change 30: 1-23.
- DeRamus, H. A.; Clement, T.; Giampola, D. y Dickison, P., 2003.** Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. Journal of Environmental Quality 32: 269-277.
- Dube, F., 2010.** Dinámica del carbono y otras interacciones en agroecosistemas con *Pinus ponderosa* (Dougl. Ex Laws) y praderas naturales establecidos en suelos volcánicos degradados en la Región de Aysén, Patagonia Chilena. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 140 p. (Tesis de Doctorado)
- Dube, F.; Zagal, E.; Stolpe, N. B. y Espinosa, M., 2009.** The influence of land use change on the organic carbon distribution and microbial respiration in a volcanic soil of the Chilean Patagonia. Forest Ecology and Management 257: 1695-1704.
- Dube, F.; Thevathasan, N. V.; Gordon, A. M.; Zagal, E.; Stolpe, N. B. y Espinosa, M., 2011.** Carbon sequestration and net C fluxes in silvopastoral systems, forest plantations and pasture monocultures on volcanic soil in Chilean Patagonia. En: Kumar, B.M. y Nair, P.K.R. (Eds.). C Sequestration Potentials in Agroforestry Systems. Advances in Agroforestry 8, Springer, The Netherlands, 307 p.
- Dube, F.; Espinosa, M.; Stolpe, N. B.; Zagal, E.; Thevathasan, N. V. y Gordon, A. M., 2012.** Productivity and carbon storage in silvopastoral systems with *Pinus ponderosa* and *Trifolium*, plantations and pasture on an Andisol in Patagonia, Chile. Agroforestry Systems 86(2): 113-128.
- Dube, F.; Thevathasan, N. V.; Stolpe, N. B.; Espinosa, M.; Zagal, E. y Gordon, A. M., 2013.** Selected carbon fluxes in *Pinus ponderosa*-based silvopastoral systems, exotic plantations and natural pastures on volcanic soils in the Chilean Patagonia. Agroforestry Systems 87(3): 525-542.
- Edwards, N. T., 1982.** The use of soda-lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. Pedobiologia 23: 321-330.
- Espinosa, M.; Escobar, R. y Drake, F., 1990.** Silvicultura de las plantaciones forestales en Chile: pasado, presente y futuro. Agro-Ciencia 6(2): 131-144.
- Falk, J. H., 1976.** Energetics of a suburban lawn ecosystem. Ecology 57: 141-150.
- Garrett, H. E.; Rietveld, W. J. y Fisher, R. F., 2000.** North American Agroforestry: an integrated science and practice. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, 401 p.
- Gayoso, J.; Guerra, J. y Alarcón, D., 2002.** Contenido de C y funciones de biomasa en especies nativas y exóticas. En: Medición de capacidad de captura de carbono en bosques de Chile. Proyecto FONDEF D98I1076, Univ. Austral Chile, Valdivia, Chile, 157 p.
- Gibson, D. J., 2009.** Grasses and grasslands ecology. Oxford University Press. New York, NY, USA, 313 p.
- Gobierno Regional de Aysén, 2002.** Plan Regional, Ordenamiento Territorial, Región Aysén. Gobierno Regional de Aysén, Chile.

Gordon, A. M. y Thevathasan, N. V., 2005. How much carbon can be stored in Canadian agroecosystems using a silvopastoral approach? En: Silvopastoralism and sustainable land management. Mosquera-Losada M.R., Rigueiro-Rodriguez, A. y McAdam J. (Eds.) CABI Publishing, Wallingford, UK, pp. 210-218.

Huygens, D.; Boeckx, P.; van Cleemput, O.; Oyarzun, C. y Godoy, R., 2005. Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. Biogeoscience 2: 159-174.

INE, 2007a. VII Censo agropecuario y forestal. Existencia de ganado en las explotaciones agropecuarias y forestales por especie. Santiago, Chile. <http://www.censoagropecuario.cl/noticias/09/07042009.html> (Consultado 20 agosto 2010).

INE, 2007b. División Político - Administrativa y Censal, 2007. http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/territorio/division_politico_administrativa/pdf/ (Consultado 18 octubre 2010).

INFOR, 2014. Anuario forestal 2014. Boletín Estadístico 144. Instituto Forestal. Santiago, Chile. 159 p. Disponible en: <http://wef.infor.cl/publicaciones/anuario/2014/Anuario2014.pdf>

IPCC, 2007. Climate change: synthesis report. www.ipcc.ch/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf (Consultado 6 octubre 2010).

Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management 220: 242-258.

Nair, P. K. R.; Nair, V. D.; Kumar, B. M. y Showalter, J. M., 2010. Carbon sequestration in agroforestry Systems. En: Sparks, D. (Ed.), Advances in Agronomy, Burlington Academic Press, Vol. 108, pp. 237-307.

Peichl, M.; Thevathasan, N. V.; Gordon, A. M.; Huss, J. y Abohassan, R., 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Canada. Agroforestry Systems 66, 243-257.

Raich, J. W. y Tufekcioglu, A., 2000. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. Biogeochemistry 48: 71-90.

Ross, D. J.; Tate, K. R.; Scott, N. A.; Wilde, R. H.; Rodda, N. J. y Townsend, J. A., 2002. Afforestation of pastures with *Pinus radiata* influences soil C and nitrogen pools and mineralization and microbial properties. Australian Journal of Soil Research 40: 1303-1318.

SAS Institute Inc., 2003. SAS User's guide: Statistics. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Sharrow, S. H. e Ismail, S., 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations and pastures in western Oregon, USA. Agroforestry Systems 60: 123-130.

Sotomayor, A.; Teuber, O. y Moya, I., 2009. Resultados y experiencia sobre manejo de sistemas silvopastorales en la Región de Aysén. En: Sistemas agroforestales para la Región de Aysén. Teuber O. (ed.) INIA-INFOR, Coyhaique, Chile, 211 p.

Soussana, J. P.; Loiseau, P.; Vuichard, N.; Ceschia, E.; Balesdent, J.; Chevallier, T. y Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grassland. Soil Use and Management 20: 219-230.

Stolpe, N. B.; Dube, F. y Zagal, E., 2010. Calibration of CO₂FIX to native forest, Pine plantation, and pasture on a volcanic soil of the Chilean Patagonia. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil and Plant Science 60(3): 235-244.

Tans, P., 2015 Trends in atmospheric carbon dioxide – Mauna Loa <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends>. Consultada el 30 octubre de 2015.

Teller, A., 1988. Biomass, productivity and wood waste evaluation in a spruce (*Picea abies*) forest (Strinchmps 983). Commonwealth Forestry Review 7(2): 129-148.

Teuber, O. y Ganderats, S., 2009. Características geográficas y edafoclimáticas de la región de Aysén. En: Sistemas agroforestales para la región de Aysén: Cortinas cortaviento y silvopastoreo. Teuber O. (Ed.) INIA-INFOR, Coyhaique, Chile, 211 p.

Thevathasan, N. V. y Gordon, A. M., 1997. Poplar leaf biomass distribution and nitrogen dynamics in a poplar-barley intercropped system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems* 37: 79-90.

Yang, S. S.; Liu C. M. y Liu Y. L., 2003. Estimation of methane and nitrous oxide emission from animal production sector in Taiwan during 1990-2000. *Chemosphere*