

UCH-FC  
EP: Ambiental  
V148  
c.1



FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

**“ESTIMACIÓN DEL CONTENIDO Y BALANCE DE CARBONO  
EN UN BOSQUE DE *NOTHOFAGUS PUMILIO* Y UNA  
TURBERA DE *SPHAGNUM MAGELLANICUM* EN TIERRA DEL  
FUEGO, CHILE”**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo mención Medio Ambiente

ARIEL ALBERTO VALDÉS BARRERA

Dr. Juan Armesto Zamudio  
Director del Seminario de Título

Julio de 2012  
Santiago - Chile



FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE CHILE

## INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por el Sr.

**ARIEL ALBERTO VALDÉS BARRERA**

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo mención Medio Ambiente.

*Dr. Juan Armesto Zamudio*  
**Director Seminario de Título**

### Comisión de Evaluación

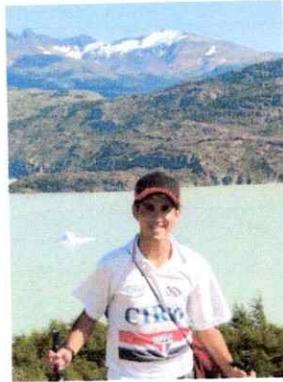
*Vivian Montecino Banderet*  
**Presidente de la Comisión**

*Dr. Jorge Pérez Quezada*  
**Evaluador**



Santiago de Chile, Julio de 2012.

## BIOGRAFÍA



Ariel Valdés Barrera nació el 12 de abril de 1986 en Santiago de Chile. Desde el año 1990 al 2004 fue alumno del Colegio Hispano Americano donde completó su educación básica y media. Fue en ese mismo establecimiento donde, motivado por sus profesores, desarrolló un temprano interés por la Biología y la Ecología. Es así como el año 2006 comienza sus estudios superiores en la carrera Biología Ambiental de la Universidad. Durante sus estudios superiores participó activamente como voluntario en la Fundación Senda Darwin, allí conoce al profesor Juan Armesto y se incorpora al Laboratorio de Ecología de Ecosistemas Terrestres de la Pontificia Universidad Católica de Chile. Simultáneamente participó como representante estudiantil, ejerciendo el cargo de Delegado de Carrera y Delegado CECADES durante los años 2008 - 2010. El primer semestre del año 2010 egresa de la carrera, recibiendo el grado de Licenciado en Ciencias Ambientales. Ese mismo año la Wildlife Conservation Society le otorga la Beca Karukinka para realizar su seminario de título en Tierra del Fuego, trabajo mediante el cual aspira obtener el título profesional de Biólogo Ambiental. Actualmente, Ariel anhela seguir desarrollando investigación que permita conservar el patrimonio natural del país y promueva el desarrollo sustentable, y espera completar su formación profesional ingresando a un programa de postgrado.

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Wildlife Conservation Society (WCS) quienes a través de la Beca Karukinka financiaron el desarrollo de mi seminario de título. Al Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA) – Kampenaiké, en particular a los señores Erwin Domínguez y Nelson Bahamonde del proyecto “Bases ambientales, jurídicas y comerciales para el desarrollo sustentables de las turberas en Magallanes”, por la facilitación de materiales y de su laboratorio para la preparación de ensayos y el análisis de muestras. Al Laboratorio de Biogeoquímica de la Pontificia Universidad Católica de Chile, por la facilitación de sus dependencias para el análisis de muestras. Al profesor Juan Armesto por su tiempo y orientación como tutor de mi seminario de título. A los profesores Cecilia Pérez y Martín Carmona por sus comentarios y críticas sobre mi trabajo. Al equipo de guardaparques de la WCS en el parque Karukinka, en especial a Mauricio Chacón, Miguel Millán y Sharon Zegarra, por su empatía y colaboración en las labores de terreno. A la consultora Ruiz & Dobertí Ltda., en particular al grupo conformado por Gustavo Espinoza, Hugo Luque, Paulino Valenzuela y Yuri Ruff, por su colaboración en la recolección de muestras. Finalmente quiero agradecer a mi familia, a mis amigos y a Paola Muñoz por su constante apoyo e incondicional amor.

## INDICE DE CONTENIDOS

INDICE DE FIGURAS.....	VII
INDICE DE TABLAS.....	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS .....	IX
RESUMEN.....	XI
SUMMARY .....	XIII
<b>1. Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>2. Objetivos.....</b>	<b>7</b>
2. 1 Objetivo general .....	7
2. 2 Objetivos específicos.....	7
<b>3. Materiales y métodos.....</b>	<b>8</b>
3. 1 Área de estudio .....	8
3. 2 Muestreo .....	9
3. 3 Contenido de C.....	11
3. 3. 1 Contenido de C en bosque de <i>Nothofagus pumilio</i> .....	11
3. 3. 2 Contenido de C en turbera de <i>Sphagnum magellanicum</i> .....	15
3. 4 Balance de C.....	16
3. 5 Flujos de C .....	17
3. 5. 1 Productividad primaria neta.....	17
3. 5. 2 Respiración heterótrofa .....	20
3. 6 Análisis estadísticos .....	22

<b>4. Resultados</b> .....	22
4. 1 Contenido de C.....	22
4. 1. 1 Contenido de C en el bosque de <i>N. pumilio</i> .....	22
4. 1. 2 Contenido de C en la turbera de <i>S. magellanicum</i> .....	24
4. 2 Productividad Primaria Neta .....	25
4. 2. 1 PPN en bosque de <i>N. pumilio</i> .....	25
4. 2. 2 PPN en turbera de <i>S. magellanicum</i> .....	26
4. 3 Respiración heterótrofa .....	26
4. 4 Productividad Ecosistémica Neta.....	27
<b>5. Discusión</b> .....	28
5.1 Contenido de carbono .....	28
5.2 Flujos de C .....	31
5.3 Balance de C.....	32
<b>6. Conclusiones</b> .....	37
<b>7. Bibliografía</b> .....	38
<b>8. ANEXO</b> .....	56
A. Densidad, volumen y masa de DLG en bosque de <i>N. pumilio</i> .....	56
B. Densidad, volumen y masa de turba en la turbera de <i>S. magellanicum</i> .....	57
C. Densidad de capítulos y biomasa de caudilios de <i>S. magellanicum</i> .....	59
D. Crecimiento de <i>S. magellanicum</i> .....	59

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del ciclo del C en bosques (adaptado de Chapin <i>et al.</i> 2006, Chen <i>et al.</i> 2000, Potter 1999).....	5
Figura 2. Esquema del ciclo del C en turberas (adaptado de Iturraspe 2010, Limpens <i>et al.</i> 2008, Parish <i>et al.</i> 2008, Rydin <i>et al.</i> 2006). .....	6
Figura 3. Ubicación del área de estudio, Parque Karukinka, Isla de Tierra del Fuego, Región de Magallanes, Chile.....	8
Figura 4. Bosque de <i>N. pumilio</i> bajo estudio.....	10
Figura 5. Turbera de <i>S. magellanicum</i> bajo estudio. ....	10
Figura 6. Partes de la hebra del musgo <i>S. magellanicum</i> (Schofield 1985).....	19
Figura 7. Contenido de C en el bosque de <i>N. pumilio</i> y en la turbera de <i>S. magellanicum</i> .....	24
Figura 8. Respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ) en la turbera de <i>S. magellanicum</i> y en el bosque de <i>N. pumilio</i> estimada mediante el método de Sodalime®. Los valores indican promedio y error estándar. ....	27
Figura 9. PEN, PPN y $R_{het}$ en bosque de <i>N. pumilio</i> y en turbera de <i>S. magellanicum</i> . Valores representan promedio y error estándar .....	28
Figura 10 Comparación del contenido de C en el bosque de <i>N. pumilio</i> y la turbera de <i>S. magellanicum</i> con otros tipos de ecosistema de la Patagonia.....	30
Figura 11. Productividad Ecosistémica Neta (PEN) en bosques de distintas latitudes.....	32
Figura 12. Productividad Primaria Neta (PPN) en turberas de distintas latitudes. ....	34
Figura 13. Respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ) en turberas de distintas latitudes. ....	35
Figura 14. Precipitaciones caídas en la temporada Noviembre-Marzo durante los años 1981-2011, Estación Meteorológica Punta Arenas, XII Región de Magallanes, Chile (Dirección Meteorológica de Chile, 1981 – 2011). ....	36

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clases de descomposición del detrito leñoso grueso (Carmona <i>et al.</i> 2002; Sollins 1982) y porcentaje de carbono en la masa de detrito (Ellyson 2007). ...	13
Tabla 2. Incremento medio anual del diámetro de árboles de <i>N. pumilio</i> según su edad (Cruz-Jonhson <i>et al.</i> 2007) .....	18
Tabla 3. Porcentaje de respiración heterótrofa (%R <sub>het</sub> ) en la respiración del suelo en bosques templados deciduos. ....	22
Tabla 4. Contenido de C (ton C ha <sup>-1</sup> ) en bosques boreales y templados a distintas latitudes.....	29

## LISTA DE ABREVIATURAS

a	: Arbórea
aa	: Arbórea aérea
am	: Arbórea muerta
as	: Arbórea subterránea
B	: Biomasa
C	: Carbono
COD	: Carbono orgánico disuelto
cm	: Centímetros
cap	: Capítulos de musgo
cau	: Caudilios de musgo
CC	: Contenido de carbono
CO <sub>2</sub>	: Dióxido de Carbono
DAP	: Diámetro a la altura del pecho
DLG	: Detrito leñoso grueso
FC	: Fracción de carbono
g	: Gramos
H	: Altura
ha	: Hectáreas
het	: Heterótrofa
hoj	: Hojarasca
m	: Metros
M	: Masa
PEN	: Productividad ecosistémica neta
Pg	: Peta gramos
PPN	: Productividad primaria neta

$P_{med}$  : Profundidad media  
R : Respiración  
s : Suelo  
ton : Toneladas  
V : Volumen  
WCS : Wildlife Conservation Society  
 $\rho$  : Densidad

## RESUMEN

Los bosques de *Nothofagus pumilio* y las turberas de *Sphagnum magellanicum* son ecosistemas predominantes y constituyen los principales reservorios de carbono (C) en Tierra del Fuego. Sin embargo, ambos ecosistemas se encuentran amenazados por los cambios de uso del suelo y la creciente demanda de productos forestales y turba. En el presente trabajo se evaluó el contenido y balance de C en una turbera de *S. magellanicum* y un bosque de *N. pumilio* en Tierra del Fuego, ambos ecosistemas sin impacto humano reciente. El trabajo se realizó durante la temporada de Noviembre de 2010 - Abril de 2011. El contenido de C en cada uno de estos ecosistemas se estimó a partir de un inventario de la biomasa vegetal en pie, el detrito y el suelo orgánico, conociendo la fracción de C por unidad de masa en cada uno de estos componentes. El almacenamiento de C en el ecosistema se estimó a partir del balance entre la productividad primaria neta (PPN) y la respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ), principales flujos de intercambio de C con la atmósfera. El balance entre estos flujos se conoce como productividad ecosistémica neta (PEN). La PPN se estimó a partir del crecimiento de la vegetación. La  $R_{het}$  se estimó por la captación de las emisiones  $CO_2$  generadas desde el suelo. El contenido de C en el bosque de *N. pumilio* fue de  $461 \pm 50$  ton C  $ha^{-1}$  y en la turbera de *S. magellanicum* de  $247 \pm 13$  ton C  $ha^{-1}$ . La PPN para el bosque fue de  $0,027 \pm 0,002$  ton C  $ha^{-1} día^{-1}$  y para la turbera fue de  $0,008 \pm 0,002$  ton C  $ha^{-1} día^{-1}$ . La  $R_{het}$  para el bosque fue de  $0,017 \pm 0,001$  ton C  $ha^{-1} día^{-1}$  y en la turbera fue de  $0,025 \pm 0,003$  ton C  $ha^{-1} día^{-1}$ . El valor de PEN para el bosque fue de  $0,010 \pm 0,005$  ton C  $ha^{-1} día^{-1}$  durante el período de estudio, lo que indica que el bosque se comportó como un sumidero de C, capturando más C que el liberado a la atmósfera por respiración. El valor de PEN para la turbera fue de  $-0,017 \pm 0,005$  ton C  $ha^{-1} día^{-1}$ , lo que indica que la turbera se comportó como una fuente de C. Se sugiere que el

comportamiento de la turbera, distinto de lo esperado, se debería a las bajas precipitaciones y altas temperaturas experimentadas durante el período de estudio, que acelerarían la descomposición de materia orgánica y la respiración heterótrofa en la turbera.

Palabras clave: Respiración heterótrofa, PPN, PEN, sumidero de carbono, fuente de carbono.

## SUMMARY

The *Nothofagus pumilio* forests and *Sphagnum magellanicum* peatlands are predominant ecosystems and the principal carbon (C) stocks in Tierra del Fuego. However both ecosystems are under threat due to land use change and the growing demand for peat and forestry products. In this research was assessment the carbon content and balance in a *S. magellanicum* peatland and *N. pumilio* forest in Tierra del Fuego, both ecosystems without recently human impact. The research was made from November 2010 to April 2011. The C content was estimated from an inventory of the living vegetal biomass, the detritus and the organic soil, with using the carbon fraction per unit of mass in each one of these components. The carbon balance was estimated from the net primary production (NPP) and the heterotrophic respiration ( $R_{het}$ ), which are the main carbon fluxes in the exchange with the atmosphere. The balance between these fluxes is known as the net ecosystem production (NEP). The NPP was estimated from the vegetation growth. The  $R_{het}$  was estimated from the uptake of  $CO_2$  soil emissions. The C content was  $461 \pm 50$  ton C  $ha^{-1}$  in the *N. pumilio* forest and  $247 \pm 13$  ton C  $ha^{-1}$  in the *S. magellanicum* peatland. The NPP was  $0.027 \pm 0.002$  ton C  $ha^{-1} day^{-1}$  for the forest and  $0.008 \pm 0.002$  ton C  $ha^{-1} day^{-1}$  for the peatland. The  $R_{het}$  was  $0.017 \pm 0.001$  ton C  $ha^{-1} day^{-1}$  for the forest and  $0.025 \pm 0.003$  ton C  $ha^{-1} day^{-1}$  for the peatland. The PEN value was  $0.010 \pm 0.005$  ton C  $ha^{-1} day^{-1}$  for the forest along of the study period, which means the forest acted like a C sink, the forest stored more C that the C released to the atmosphere as respiration. The PEN value was  $-0.017 \pm 0.005$  ton C  $ha^{-1} day^{-1}$  for the peatland, that means the peatland acted like a C source along the study period. It is suggested that the unexpected peatland behavior could be an effect of the low rainfall and the high temperatures along the study period, conditions that

accelerate the organic matter decay and the heterotrophic respiration in the peatland.

Key words: Heterotrophic respiration, NPP, NEP, carbon sink, carbon source.

## 1. Introducción

El dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) es parte de un vasto ciclo planetario, en el cual el carbono (C) circula a través de la atmósfera, los océanos y los ecosistemas terrestres. Estos últimos incluyen una variedad de reservorios, como la biomasa de bosques y el carbono fósil entre otros (Post *et al.* 1990).

Desde la Revolución Industrial la población humana ha alterado el balance de la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, debido principalmente a la quema de combustibles fósiles, como el carbón, el petróleo y el gas natural (Post *et al.* 1990). Se estima que en el año 2005, el CO<sub>2</sub> atmosférico había registrado un aumento de ~35% (275–285 ppm) con respecto a la época preindustrial (Houghton 2007). El CO<sub>2</sub> de la atmósfera es considerado un gas que tiene “efecto invernadero” en el ambiente del planeta, ya que absorbe la radiación calórica emitida por la superficie de la Tierra al calentarse. Por lo tanto, el incremento de la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera provoca un aumento global de la temperatura y es un hecho de considerable preocupación para los seres humanos (Warrick & Farmer 1990, Roberts 1994).

Por otra parte, el CO<sub>2</sub> atmosférico es capturado por las plantas y otros organismos fotosintéticos para formar los compuestos orgánicos de su biomasa (Fig. 1 y 2). De esta manera, algunos ecosistemas terrestres, especialmente bosques y turberas, pueden almacenar grandes cantidades de C en la biomasa y en el suelo orgánico. A su vez, el carbono fijado biológicamente puede retornar a la atmósfera a través de los procesos de descomposición de materia orgánica y respiración (Post *et al.* 1990; Foody *et al.* 1996; Chapin *et al.* 2002; Beer *et al.* 2010) (Fig. 1 y 2). El

almacenamiento de C en los ecosistemas terrestres es el resultado del balance entre los procesos de ganancia y pérdida de C.

Dos de los mayores sumideros de C en el ambiente terrestre son los bosques y las turberas. Se estima que los bosques almacenan el 80% del C sobre el suelo y el 40% del C terrestre bajo el suelo (Whittaker & Likens 1975, Dixon & Turner 1991). Por su parte, las turberas almacenan 15-30% del C contenido en los suelos (Gorham 1991, Clymo *et al.* 1998), a pesar de cubrir sólo un 3-6% de la superficie terrestre (Botch *et al.* 1995, Turunen *et al.* 2002, Waddington *et al.* 2003). Si bien los ecosistemas terrestres son sumideros relativamente menores que los océanos, estos se encuentran bajo constante amenaza por el cambio de uso de suelo. Se estima que debido a efectos de uso del suelo (quema y deforestación) anualmente se liberan en promedio 2,0 Pg C a la atmósfera (Houghton 2002).

En Chile, los bosques han sido degradados o erradicados de gran parte del territorio, particularmente en el centro-sur de Chile, por la actividad humana en las últimas décadas (Armesto *et al.* 1992, Armesto *et al.* 1998). Además, en el caso de los bosques de Tierra del Fuego y archipiélago magallánico, la introducción del castor (*Castor canadensis*) ha generado severos impactos sobre los bosques de *Nothofagus* cercanos a cuerpos de agua, donde la vegetación no es afectada sólo por el forrajeo sino también por la construcción de diques que producen el anegamiento de los sitios y la masiva mortalidad de los árboles por anoxia (Sieldfeld & Venegas 1980). Respecto a las turberas, en nuestro país estos ecosistemas se mantienen bajo constante amenaza por el creciente interés comercial en la extracción minera de la turba (Henríquez 2004). La turba es un estrato orgánico del suelo que se acumula a causa de la lenta descomposición y compactación de los musgos y plantas que cubren la superficie anegada de la

turbera. La turba extraída y secada por los habitantes locales es, generalmente, exportada para ser usada principalmente como fertilizante y sustrato hortícola (Hauser 1996; de la Balze *et al.* 2004).

La provincia de Tierra del Fuego, por su escasa población humana y difícil acceso, aún retiene grandes extensiones relativamente intactas de bosque nativo dominado por especies de *Nothofagus* mezcladas con vegetación no forestal, como los matorrales y las turberas (Lindenmayer & Franklin, 2002; Saavedra 2006). Los bosques de *Nothofagus pumilio* y turberas del musgo *Sphagnum magellanicum* son los ecosistemas dominantes en gran parte de Tierra del Fuego, por lo que es relevante entender su productividad teniendo en cuenta el análisis de los procesos de intercambio de carbono con la atmósfera. Además, es razonable suponer que la creciente intervención humana y el impacto del castor en estos ecosistemas causarán alteraciones de sus procesos en el futuro cercano. Bajo este contexto surgen las siguientes preguntas: ¿Cuánto es el carbono contenido en bosques y turberas de Tierra del Fuego? ¿Cuánto es el balance de carbono en estos ecosistemas? ¿Cuál es el rol de estos ecosistemas en el ciclo del carbono local?

En consecuencia, la finalidad de este proyecto es estimar el contenido de C y el balance de C por unidad de área en un bosque decíduo de *Nothofagus pumilio* y en una turbera de *Sphagnum magellanicum* durante la época estival en Tierra del Fuego. Ambos ecosistemas representan los principales reservorios de C en la región subantártica, en términos de superficie. El contenido de C corresponde a la sumatoria del carbono almacenado en los distintos componentes del ecosistema, entiéndase por biomasa vegetal, detrito y suelo orgánico (Fig. 1 y 2). El balance de C se expresa como la Productividad Ecosistémica Neta (PEN) y se estima a partir de los flujos de productividad primaria neta (PPN) y la respiración heterótrofa ( $R_{het}$ )

principales flujos de intercambio de C entre los ecosistemas terrestres y la atmósfera. La PPN corresponde al balance entre la productividad primaria bruta, equivalente a la fotosíntesis, y la respiración realizada por la vegetación (Fig. 1 y 2). Usualmente PPN se estima como el aumento en biomasa de la vegetación de un ecosistema. La  $R_{het}$  corresponde al  $CO_2$  liberado a la atmósfera por los organismos descomponedores de un ecosistema (Fig. 1 y 2). Estas medidas son relativamente gruesas, pero representan una primera aproximación al problema.

Se plantea la hipótesis que el balance de C será mayor en el bosque adulto de *Nothofagus pumilio* que en la turbera de *Sphagnum magellanicum*, ya que por su carácter deciduo el bosque debiera ser un ecosistema más productivo a escala estacional, a diferencia de las turberas que, por lo general, manifiestan un discreto crecimiento y baja productividad a lo largo del año (Iturraspe 2010). Se espera que el contenido de C en la turbera de *S. magellanicum* sea mayor que en el bosque de *N.pumilio* ya que, pese a su baja productividad, el ambiente ácido, anóxico y frío de las turberas (Schlatter & Schlatter 2004, Van Breemen 1995) está asociado a bajas tasas de descomposición (Clymo 1984; Clymo 1992) y respiración del suelo, lo que favorece la estabilización de la materia orgánica y por ende la acumulación de C en el tiempo.

Figura 1. Esquema del ciclo del C en bosques (adaptado de Chapin *et al.* 2006, Chen *et al.* 2000, Potter 1999).

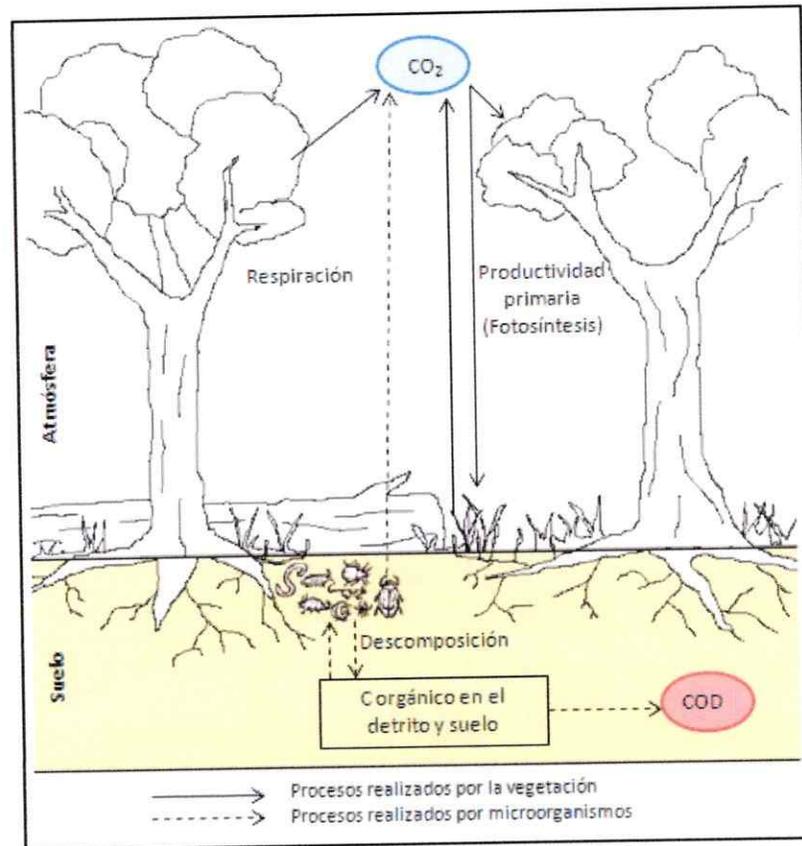
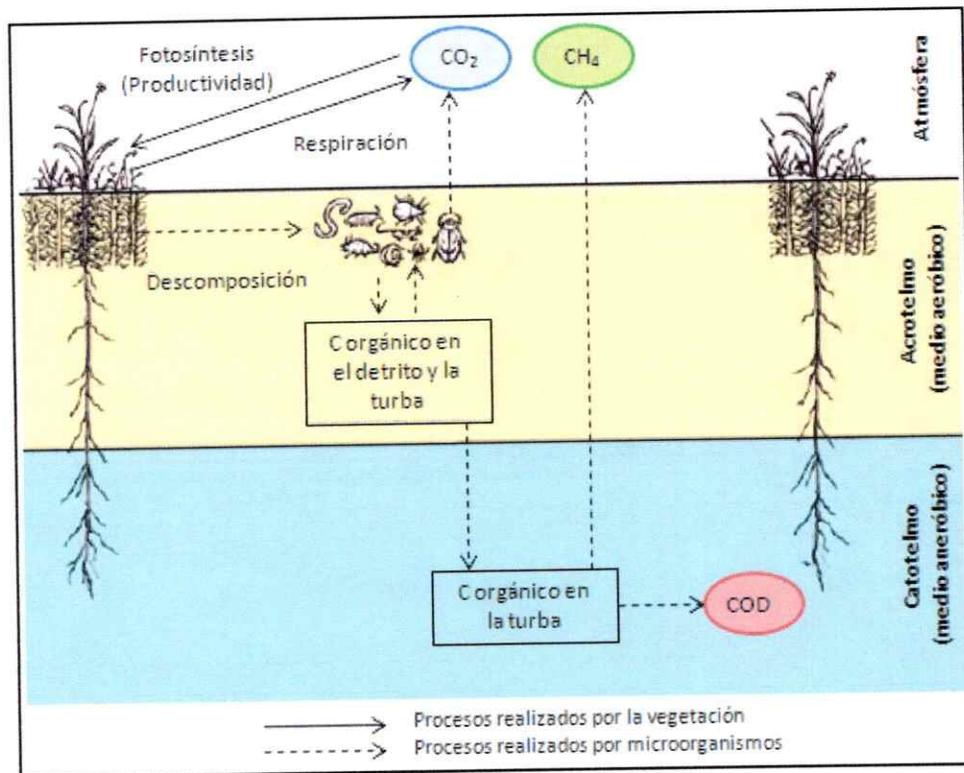


Figura 2. Esquema del ciclo del C en turberas (adaptado de Iturraspe 2010, Limpens *et al.* 2008, Parish *et al.* 2008, Rydin *et al.* 2006).



## 2. Objetivos

### 2.1 Objetivo general

Estimar el contenido y balance de carbono en un bosque adulto de *N. pumilio* y de una turbera de *S. magellanicum* en Tierra del Fuego. Ambos ecosistemas sin intervención humana reciente.

### 2.2 Objetivos específicos

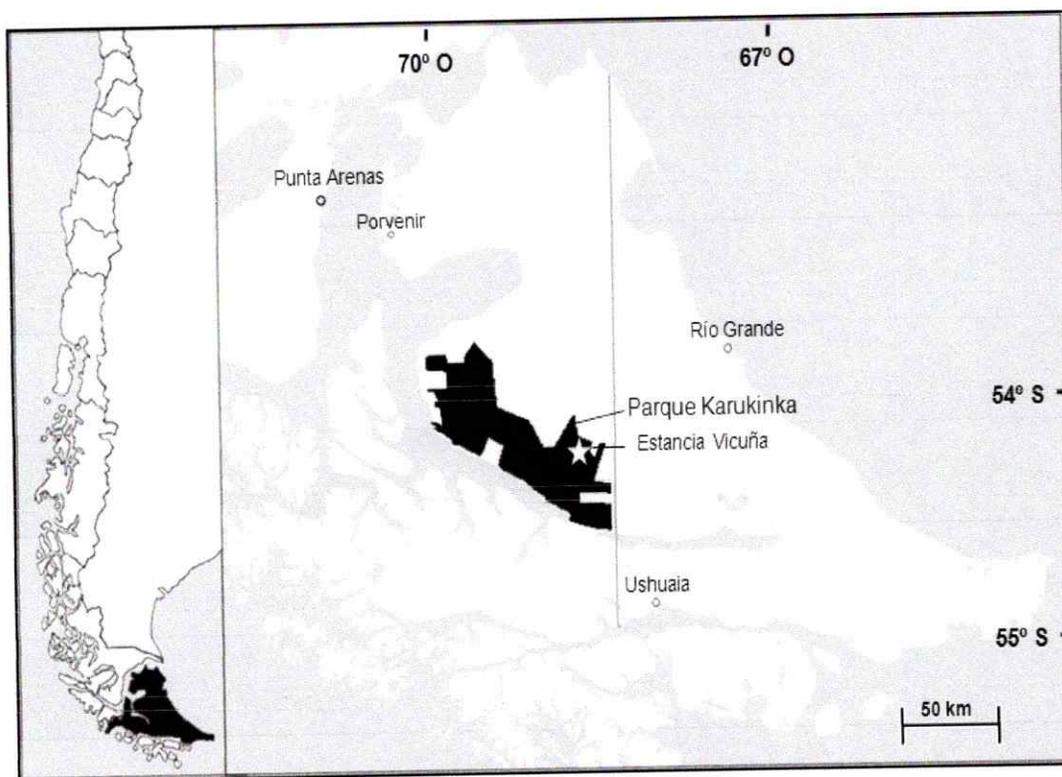
- Estimar el contenido de carbono en la biomasa vegetal, en el detrito y en los suelos de un bosque adulto de *N. pumilio* y una turbera de *S. magellanicum* en Tierra del Fuego.
- Estimar en cada uno de estos ecosistemas los flujos de carbono generados por la productividad primaria neta y la respiración heterótrofa, como una aproximación para conocer el balance de carbono en cada ecosistema.
- Discutir acerca del rol de los bosques de *N. pumilio* y las turberas de *S. magellanicum* en el ciclo de C local.

### 3. Materiales y métodos

#### 3. 1 Área de estudio

El estudio se realizó en la isla grande de Tierra del Fuego, específicamente en el sector de Estancia Vicuña (54°08'19" S - 68°42'17" O) (Fig. 3) al interior del Parque Karukinka, un área de conservación privada de 300 mil ha, administrada por la Wildlife Conservation Society (WCS) (Saavedra 2006).

Figura 3. Ubicación del área de estudio, Parque Karukinka, Isla de Tierra del Fuego, Región de Magallanes, Chile.



Según la clasificación de Köppen el clima de esta región es templado frío sin estación seca. Las precipitaciones anuales varían entre los 400 – 620 mm y gran

parte de estas caen en forma de nieve (Pisano 1977). La temperatura media anual es de 2,6 °C, bajando a un mínimo de -4 °C en julio y un máximo promedio de 9,6°C en enero (Arroyo *et al.* 1996). El paisaje del parque está conformado por un mosaico de bosques de *Nothofagus* mezclado con vegetación no forestal, incluyendo turberas, matorrales y pastizales (Lindenmayer & Franklin 2002). Los principales tipos forestales representados en la región son: lenga (*N. pumilio*), ñirre (*N. antarctica*) y bosques costeros mixtos de *N. pumilio* – *N. betuloides*, (Arroyo *et al.*, 1996). Los bosques de lenga se desarrollan con un buen crecimiento en suelos de sólo 40 cm de profundidad pero bien drenados (Schlatter 1994, Armesto *et al.* 1992). En suelos más delgados y donde existe mal drenaje, la lenga desaparece a favor de especies como el ñirre (Schlatter 1994). Las turberas dominadas por el musgo *Sphagnum magellanicum* se encuentran en hábitats estacionalmente anegados y con suelos de alta acidez (Pisano 1977).

### 3. 2 Muestreo

En un bosque decíduo de *N. pumilio* de aproximadamente 170 años de edad, de 266,8 ha de superficie y sin intervención humana reciente (Ver Fig. 4), se establecieron tres parcelas de 0,1 ha (20 x 50 m) separadas por 20 m entre sí. En una turbera cercana dominada por *S. magellanicum* de 64 ha de superficie, 4,6 m de profundidad y sin intervención humana reciente (Ver Fig. 5), se establecieron cinco parcelas de 5 x 5 m, separadas por 20 m entre sí. En cada parcela, tanto en el bosque como en la turbera, se estimó el almacenamiento de C por unidad de área a partir de una medición de los flujos de carbono asociados con la productividad primaria neta (PPN), y la respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ) (Fig. 1 y 2). El balance de C fue expresado como productividad ecosistémica neta (PEN). Además, se determinó el contenido de C por unidad de área en cada ecosistema a partir de

la sumatoria del contenido de carbono en la biomasa vegetal, en el detrito y en el suelo orgánico.

El estudio en terreno se realizó desde noviembre de 2010 hasta abril de 2011.

Figura 4. Bosque de *N. pumilio* bajo estudio.



Figura 5. Turbera de *S. magellanicum* bajo estudio.



### 3. 3 Contenido de C

#### 3. 3. 1 Contenido de C en bosque de *Nothofagus pumilio*

En las parcelas de bosque de *N. pumilio*, el contenido total de carbono por parcela se estimó mediante la sumatoria del contenido de carbono en la biomasa arbórea, el carbono almacenado en el detrito leñoso grueso sobre el suelo, en la hojarasca y en el suelo orgánico.

El contenido de carbono en la biomasa arbórea ( $CC_{Ba}$ ) se estimó a partir la biomasa de cada árbol y la fracción de carbono por unidad de biomasa. Para estimar la biomasa de cada árbol se determinó la biomasa arbórea aérea ( $B_{aa}$ ) y la biomasa arbórea subterránea ( $B_{as}$ ) o raíces gruesas. La biomasa arbórea aérea se estimó utilizando el algoritmo sugerido por Brown (1997) y ajustado por Logercio & Defossé (2001) para la especie *N. pumilio* como se muestra a continuación:

$$B_{aa} = 5,025 + 0,022 * DAP^2 * H \quad (1)$$

Dicho algoritmo considera los valores de altura (H) y diámetro a la altura del pecho (DAP) de cada árbol con un DAP  $\geq 10$  cm presente en cada parcela. El DAP y H de cada árbol se obtuvieron mediante el uso de una huincha diamétrica y un altímetro respectivamente.

La biomasa arbórea subterránea se estimó utilizando el algoritmo de Weber (1999) desarrollado para árboles del género *Nothofagus*. La ecuación se muestra a continuación:

$$\ln B_{as} = 7,91 - 23,31 * DAP^{-0,5} + 13,27 * DAP^{-1} \quad (2)$$

Luego, el contenido total de carbono en la biomasa arbórea ( $CC_{Ba}$ ) por parcela se calculó como la sumatoria del carbono contenido en todos los árboles de cada parcela, tal como se indica en la siguiente ecuación:

$$CC_{Ba} = \sum (B_{aa} + B_{as}) * FC_{Ba} \quad (3)$$

La fracción de carbono en la biomasa arbórea ( $FC_{Ba}$ ) se estimó sobre la base de una proporción de 50% de la biomasa arbórea, aproximación que es comúnmente aceptada (IPCC 1996; Brown 1997).

El contenido de carbono en el detrito leñoso grueso ( $CC_{dlg}$ ) se estimó en base al volumen de árboles muertos ( $V_{am}$ ) en cada parcela, la densidad de la necromasa de detrito leñoso grueso ( $\rho_{dlg}$ ) y la fracción de carbono en la necromasa de detrito ( $FC_{dlg}$ ). Para estimar el volumen se realizó un inventario de árboles muertos (caídos y en pie) por parcela, en el cual se registró el diámetro basal, el diámetro apical y la longitud de cada árbol muerto. Además se determinó el estado de descomposición de cada árbol muerto según las clases propuestas por Sollins (1982) y modificadas por Carmona *et al.* (2002) (Tabla 1).

Tabla 1. Clases de descomposición del detrito leñoso grueso (Carmona *et al.* 2002; Sollins 1982) y porcentaje de carbono en la masa de detrito (Ellyson 2007).

Carácter	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV	Clase V
Hojas	Presente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Ramas	Presente	Presente	Ausente	Ausente	Ausente
Corteza	Presente	Presente	A menudo presente	A menudo ausente	Ausente
Forma del fuste	Redonda	Redonda	Redonda	Redonda a ovalada	Ovalada a plana
Consistencia de la madera	Sólida	Sólida	Semi-sólida	Parcialmente suave	Suave
Otros				Quebradizo	Fragmentado a polvo
% C (Ellyson 2007)	47	46	47	51	52

Los datos de diámetro y longitud se incorporaron en una ecuación que asemeja el volumen del árbol muerto a un cono truncado. Para estimar la densidad y la fracción de carbono del detrito leñoso grueso se colectaron muestras (N= 6 a 8) de las distintas clases de descomposición, las que fueron trasladadas en bolsas plásticas herméticas hasta el laboratorio. En el laboratorio, las muestras fueron secadas mediante una estufa de convección a 70 °C por 72 horas y posteriormente pesadas. Luego, se estimó el volumen de cada muestra mediante el método de desplazamiento de agua en un jarro. Con los valores de volumen y peso seco de cada muestra se estimó la densidad. Se consideraron los porcentajes de C del trabajo de Ellyson (2007) como la fracción de C en la masa de detrito leñoso grueso ( $FC_{dlg}$ ) (Tabla 1). Posteriormente el contenido de carbono en el detrito leñoso grueso ( $CC_{dlg}$ ) se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$CC_{dlg} = \sum (V_{am} * \rho_{dlg} * FC_{dlg}) \quad (4)$$

Para determinar el contenido de carbono en la hojarasca ( $CC_{hoj}$ ), en una de las parcelas se colectaron 6 muestras de 50 cm<sup>2</sup> de la hojarasca sin descomponer

depositada sobre el horizonte orgánico del suelo. Las muestras fueron transportadas en bolsas plásticas herméticas hasta el laboratorio. En laboratorio las muestras fueron secadas en una estufa de convección a 70 °C por 48 horas para determinar la masa seca de las muestras de hojarasca ( $M_{hoj}$ ). Se consideró el 50% de la masa seca como la fracción de C en cada muestra de hojarasca ( $FC_{hoj}$ ). Para el cálculo del contenido de carbono en la hojarasca por parcela, se utilizó la siguiente ecuación:

$$CC_{hoj} = M_{hoj} * FC_{hoj} \quad (5)$$

Para determinar el contenido de carbono en el suelo orgánico ( $CC_s$ ), en cada parcela se realizaron dos calicatas a partir de las cuales se colectaron muestras de los distintos horizontes orgánicos del suelo. Las muestras fueron colectadas con un cilindro metálico de volumen interno conocido a lo largo de los primeros 30 cm del suelo. En el laboratorio las muestras fueron secadas en una estufa de convección a 70 °C por 48 horas para estimar la masa ( $M_s$ ) y la densidad del suelo ( $\rho_s$ ). El contenido de carbono en el suelo ( $CC_s$ ) por parcela se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$CC_s = M_s * FC_s \quad (6)$$

Se utilizó como fracción de C en el suelo ( $FC_s$ ) el porcentaje promedio del 27% de la masa de suelo, estimado por Pérez *et al.* (en elaboración) para bosques de *N.pumilio* en la zona de Magallanes.

### 3. 3. 2 Contenido de C en turbera de *Sphagnum magellanicum*

En las parcelas de turbera el contenido de carbono se estimó mediante la sumatoria del contenido de carbono en la biomasa viva de musgo ( $CC_m$ ) y en la turba ( $CC_t$ ) principal componente orgánico del suelo.

Para determinar el contenido de carbono en la biomasa de musgo ( $CC_m$ ) y en la turba ( $CC_t$ ) se colectaron muestras mediante un barreno tubular de volumen interno conocido. Además, en el momento de la recolección de las muestras se midió con una huincha métrica metálica la profundidad de cada estrato. Las muestras fueron transportadas hasta el laboratorio en bolsas plásticas herméticas. En el laboratorio, las muestras fueron secadas en una estufa de convección a 70 °C por 72 horas y luego separadas en musgo y turba. Posteriormente las muestras fueron pesadas para conocer su masa seca. A partir de la masa seca de cada muestra y el volumen interno del barrero se estimó la densidad de la cobertura de musgo ( $\rho_{\text{musgo}}$ ) y turba ( $\rho_{\text{turba}}$ ). Más tarde se estimó la masa de musgo ( $M_{\text{musgo}}$ ) y turba ( $M_{\text{turba}}$ ) como se muestra a continuación:

$$M_{\text{musgo}} = \text{Área} * \text{Profundidad}_{\text{musgo}} * \rho_{\text{musgo}} \quad (7)$$

$$M_{\text{turba}} = \text{Área} * \text{Profundidad}_{\text{turba}} * \rho_{\text{turba}} \quad (8)$$

Luego el contenido de carbono en la masa de musgo se estimó utilizando la siguiente ecuación:

$$CC_{\text{musgo}} = M_{\text{musgo}} * FC_{\text{musgo}} \quad (9)$$

De manera similar, el contenido de carbono en la masa de turba se estimó mediante la siguiente ecuación:

$$CC_{turba} = M_{turba} * FC_{turba} \quad (10)$$

La fracción de carbono en la masa seca, tanto de musgo ( $FC_{musgo}$ ) como de turba ( $FC_{turba}$ ), se estimó a partir de la razón del 52% de la biomasa seca (Gorham 1991, Clymo 1998, Charman 2002).

### 3. 4 Balance de C

El balance de C se expresa como la Productividad Ecosistémica Neta (PEN) y se estimó a partir de los flujos de productividad primaria neta (PPN) y la respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ), como se muestra en la siguiente ecuación:

$$PEN = PPN - R_{het} \quad (11)$$

Valores de PEN positivos ( $PEN > 0$ ) indican que el ecosistema se comporta como un sumidero de C y valores negativos ( $PEN < 0$ ) indican que el ecosistema actúa como una fuente de C a la atmósfera.

### 3. 5 Flujos de C

#### 3. 5. 1 Productividad primaria neta

En bosques de *Nothofagus* la productividad primaria neta (PPN) se estimó como la sumatoria entre la producción de biomasa arbórea ( $\Delta B_a$ ) y la producción de hojarasca ( $\Delta M_{hoj}$ ). Tal como se muestra en la siguiente ecuación:

$$PPN_{bosque} = \Delta M_{hoj} + \Delta B_a \quad (12)$$

La producción de hojarasca ( $\Delta M_{hoj}$ ) se evaluó como la acumulación de masa en suelo a lo largo del tiempo (e. g. Vablen *et al.*, 1979; Donoso *et al.*, 1999). Para coleccionar la hojarasca en cada parcela se colocaron ocho trampas recolectoras de 0,25 m<sup>2</sup> (0,5 x 0,5 m) de superficie a 1 m del suelo. Durante el período de estudio se realizaron tres colectas de hojarasca para evitar la pérdida de masa. Las muestras de hojarasca fueron transportadas en bolsas plásticas herméticas hasta el laboratorio. En el laboratorio, las muestras fueron secadas en una estufa de convección a 70 °C por 48 horas para estimar la producción de masa seca de hojarasca.

El aumento de la biomasa arbórea ( $\Delta B_a$ ) se estimó como la sumatoria del aumento de la biomasa arbórea aérea ( $\Delta B_{aa}$ ) y subterránea ( $\Delta B_{as}$ ) de cada árbol durante el período de estudio. El aumento de la biomasa arbórea aérea y subterránea se estimó incorporando el incremento medio anual del diámetro de cada árbol en el algoritmo de Brown (1997) y en el algoritmo de Webber (1999) respectivamente, ambos señalados anteriormente. El incremento medio anual del diámetro de cada

árbol de lenga se obtuvo a partir de los valores señalados en el trabajo de Cruz-Jonhson *et al.* (2007) de acuerdo a la edad de cada árbol (Tabla 2).

Tabla 2. Incremento medio anual del diámetro de árboles de *N. pumilio* según su edad (Cruz-Jonhson *et al.* 2007)

<u>Edad (años)</u>	<u>Incremento medio anual diámetro (cm/año)</u>
0-20	0,0595
20-40	0,1247
40-60	0,1505
60-80	0,1642
80-100	0,1780
100 - 120	0,1869
120 - 140	0,1926
140 - 160	0,1967
160 - 180	0,1906

La edad de cada árbol se estimó a partir del algoritmo de Cruz-Jonhson *et al.* (2007) que establece una relación entre el volumen del fuste de cada árbol y su edad como se muestra a continuación:

$$V = -1,41 \cdot 10^{-9} e^4 + 5,696 \cdot 10^{-7} e^3 + 3,789 \cdot 10^{-5} e^2 + 0,0011 e - 0,0085 \quad (13)$$

Donde V = volumen (m<sup>3</sup>) y e=edad (años)

El volumen del fuste de cada árbol se estimó incorporando el diámetro y altura de cada árbol a la ecuación volumétrica de un cono.

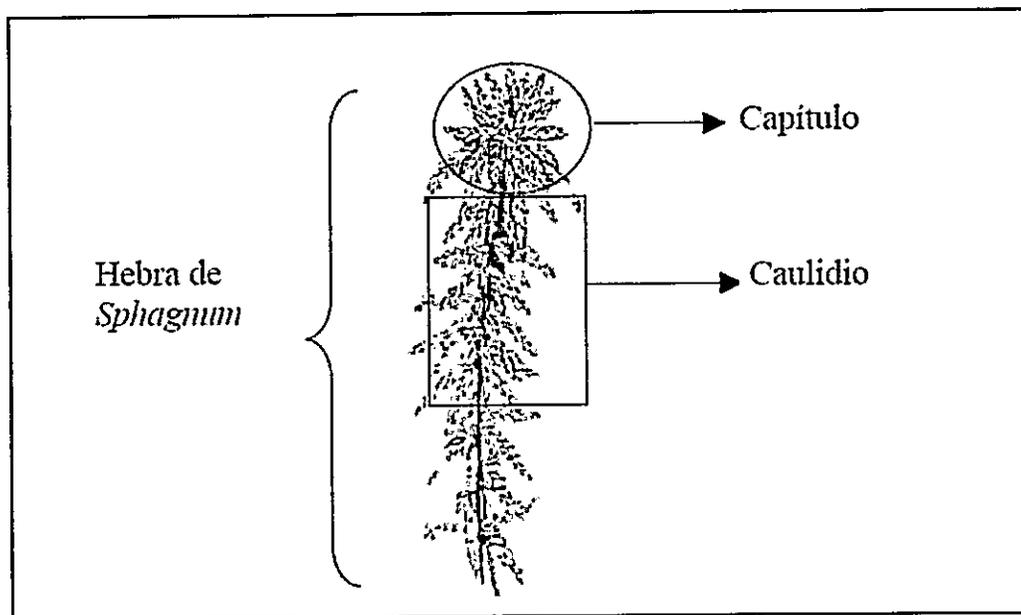
Luego la producción de biomasa arbórea se obtuvo a partir de la siguiente ecuación:

$$\Delta B_a = \Sigma(\Delta B_{aa} + \Delta B_{as}) \quad (14)$$

El flujo de carbono generado por la producción de biomasa se estimó en base a la fracción de carbono (FC) correspondiente para cada componente.

En la turbera, la productividad ( $PPN_{\text{turbera}}$ ) se estimó en base al método de Gehrke (1998), utilizado también por Tapia (2008), dicho método considera la densidad espacial de capítulos ( $\rho_{\text{cap}}$ ), la biomasa por unidad de longitud de caudilio ( $B_{\text{cau}}$ ) y el incremento en longitud del caudilio ( $\Delta h_{\text{cau}}$ ). Los caudilios corresponden a las hebras de musgo y los capítulos corresponden a la estructura compacta ubicada en la porción apical de las hebras de musgo (Ver Fig. 6).

Figura 6. Partes de la hebra del musgo *S. magellanicum* (Schofield 1985).



La densidad espacial de capítulos se estimó contando la cantidad de capítulos al interior de un cuadrante de  $9 \text{ cm}^2$  ( $3 \times 3 \text{ cm}$ ) lanzado 25 veces al azar al interior de cada parcela. La biomasa por unidad de longitud de los caudilios fue estimada a partir de 8 muestras de  $2000 \text{ cm}^3$  ( $10 \text{ cm} \times 10 \text{ cm} \times 20 \text{ cm}$ ) las cuales fueron colectadas al interior de la turbera. Las muestras fueron transportadas hasta el

laboratorio en bolsas plásticas herméticas. En el laboratorio, a partir de cada muestra se extrajeron 20 fragmentos de caudilios de 3 cm de longitud los cuales fueron secados en una estufa de convección a 70 °C por 72 horas y posteriormente pesados para conocer su masa seca por unidad de longitud.

Para estimar el incremento en longitud del caudilio, en cada parcela se instalaron 20 varillas de cable eléctrico de 60 cm de longitud. Las varillas fueron enterradas 50 cm en la cobertura de musgo y a lo largo del período de estudio se evaluó el crecimiento de los caudilios de *S. magellanicum* alrededor de cada varilla. Una vez obtenidos estos datos, la productividad de la turbera se estimó mediante la siguiente fórmula:

$$PPN_{turbera} = \Delta h_{cau} * B_{cau} * \rho_{cap} \quad (15)$$

Luego el flujo de carbono generado por la producción de biomasa se estimó en base a la FC de cada componente, 50% para la biomasa arbórea y 52% para la biomasa de musgo.

### 3. 5. 2 Respiración heterótrofa

La respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ) en parcelas de bosque y turbera se estimó a partir del método de Keith & Wong (2006). Dicho método consiste en captar el  $CO_2$  producido por el suelo mediante placas Petri con el reactivo Sodalime® colocadas al interior de cámaras herméticas sobre el suelo. El  $CO_2$  emitido es capturado por los gránulos del reactivo y transformado en carbonato. El aumento en peso seco en las placas producto de la generación carbonato permite estimar de manera gruesa la respiración del ecosistema bajo suelo.

En cada parcela de bosque se instalaron tres cámaras herméticas y en cada parcela de turbera se instaló una cámara hermética. Durante el período de estudio se realizaron tres ensayos para medir respiración de suelo (noviembre de 2010, febrero y marzo de 2011). En cada uno de los ensayos por cada cámara hermética se colocó una placa activa con el reactivo y una placa sellada con el reactivo, esta última como control del experimento. Los ensayos tuvieron una duración de 24 horas. Al concluir los ensayos, las placas fueron retiradas de las cámaras y selladas con huincha aisladora eléctrica para ser transportadas hasta el laboratorio. En el laboratorio, las placas fueron secadas en una estufa de convección a 105 °C por 10 horas para estimar el aumento en peso seco. Para estimar el flujo de C generado por la respiración del suelo ( $R_s$ ) se utilizó la ecuación propuesta por Keith & Wong (2006) la cuál se muestra a continuación:

$$R_s(\text{g C m}^{-2} \text{ día}^{-1}) = \frac{(\Delta \text{ peso seco placa} - \Delta \text{ peso placa control} * 1.69) * 12}{\text{Área cámara de respiración} * 44} \quad (16)$$

Para captar sólo el  $\text{CO}_2$  proveniente de la respiración heterótrofa, en la turbera se removió la cobertura vegetal fotosintéticamente activa del sitio de instalación de las cámaras. A diferencia de lo anterior, en el bosque, por la dificultad que presenta remover las raíces de los árboles, se utilizó el porcentaje de 41,2% sobre la respiración total del suelo. Este porcentaje corresponde a un valor promedio de la respiración heterótrofa en el suelo de bosques templados deciduos alrededor del mundo (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje de respiración heterótrofa (%R<sub>het</sub>) en la respiración del suelo en bosques templados deciduos.

Trabajo	Latitud	Pp (mm)	Temp (°C)	Especies dominantes	Familia	% R <sub>het</sub>
Wang & Yang 2006	45°N	600 - 800	2,8	<i>Quercus mongolica</i>	Fagaceae	33,3
Kutsch <i>et al.</i> 2010	51° N	750 - 800	7,5 - 8	<i>Fagus sylvatica</i>	Fagaceae	50,4
Epron <i>et al.</i> 1999	48°N	820	9,2	<i>Fagus sylvatica</i>	Fagaceae	39,4
Gaudinski <i>et al.</i> 2000	42°N	1100	8,5	<i>Quercus rubra</i> – <i>Acer rubrum</i>	Fagaceae – Aceraceae	41,7
					Promedio	41,2

### 3. 6 Análisis estadísticos

Para probar diferencias en las medias de los flujos de C entre el bosque y la turbera a lo largo del período de estudio se realizó un ANOVA previo análisis de la normalidad de los datos mediante un test de Shapiro-Wilks. De existir diferencias significativas entre las varianzas de alguno de los experimentos se realizó un test de Tukey. Los análisis estadísticos se realizaron en el software R 2.11.0.

## 4. Resultados

### 4. 1 Contenido de C

#### 4. 1. 1 Contenido de C en el bosque de *N. pumilio*

La biomasa arbórea aérea promedio alcanzó las  $432 \pm 55$ , ton ha<sup>-1</sup>. Mientras la biomasa arbórea subterránea alcanzó un valor promedio de  $50 \pm 6$  ton ha<sup>-1</sup>. Sumando la biomasa arbórea aérea y subterránea se obtuvo que la biomasa arbórea total fue de  $482 \pm 61$  ton ha<sup>-1</sup>. Tras aplicar el porcentaje de 50%,

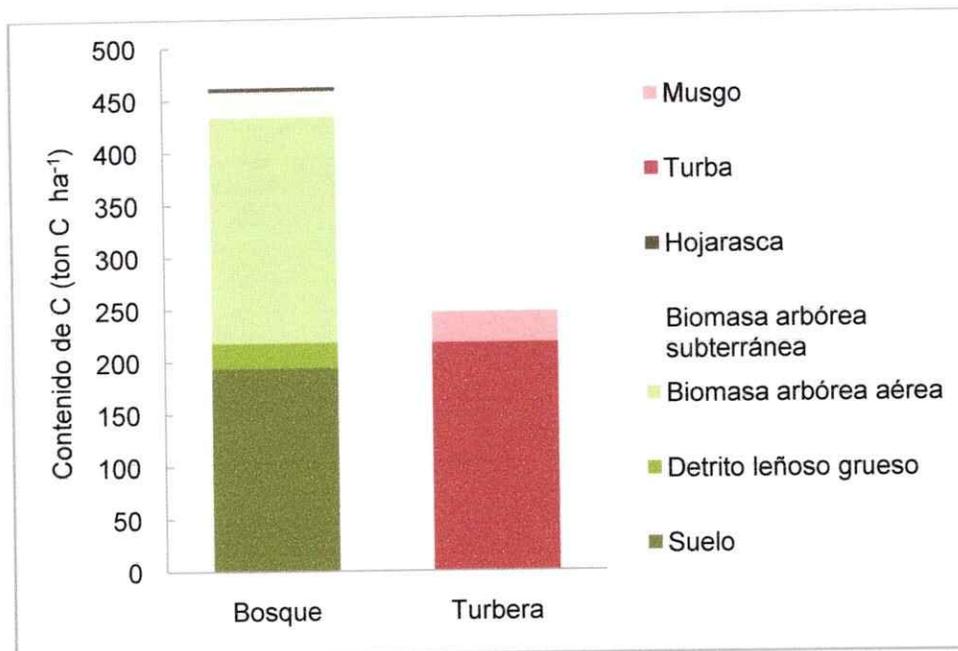
correspondiente a la fracción de C en la biomasa arbórea, el contenido de C promedio en la biomasa arbórea fue de  $241 \pm 31 \text{ ton C ha}^{-1}$ .

La masa promedio de suelo orgánico, sin incluir la hojarasca, en el bosque alcanzó las  $717 \pm 47 \text{ ton ha}^{-1}$ . Aplicando la FC en el suelo, equivalente al 27%, sobre la masa promedio se obtuvo que el contenido de C promedio en el suelo fue de  $194 \pm 13 \text{ ton C ha}^{-1}$ .

La masa promedio de detrito leñoso grueso alcanzó las  $48 \pm 13 \text{ ton ha}^{-1}$  (Anexo A), la masa de hojarasca promedio alcanzó las  $6 \pm 1 \text{ ton ha}^{-1}$  y la biomasa promedio de herbáceas alcanzó sólo las  $0,6 \pm 0,1 \text{ ton ha}^{-1}$ . Al aplicar sobre los componentes antes mencionados la FC, se obtuvo que el C contenido en el detrito leñoso y la hojarasca fue de  $24 \pm 6 \text{ ton C ha}^{-1}$  y  $3,0 \pm 0,5 \text{ ton C ha}^{-1}$ .

Al sumar el contenido de C en cada uno de los componentes del bosque se obtuvo que el contenido de C total en el bosque de *N. pumilio* fue de  $461 \pm 50 \text{ ton C ha}^{-1}$ . La mayor cantidad de C en el bosque se concentró en la biomasa arbórea y en el suelo, abarcando un 52% y un 42% respectivamente (Fig. 7).

Figura 7. Contenido de C en el bosque de *N. pumilio* y en la turbera de *S. magellanicum*.



#### 4. 1. 2 Contenido de C en la turbera de *S. magellanicum*

La profundidad promedio de la turbera alcanzó los  $2,06 \pm 0,13$  m (N=53) hasta llegar a la arcilla, los primeros 0,3 m de profundidad estaban conformados por una capa de vegetación fotosintéticamente activa dominada por el musgo *S. magellanicum* y los siguientes 1,8 m estaban conformados por turba en distintos estados de descomposición y compactación.

La biomasa en la capa de musgo alcanzó un valor promedio de  $58 \pm 10$  ton ha<sup>-1</sup>. La masa de turba alcanzó un valor promedio de  $418 \pm 16$  ton ha<sup>-1</sup> (Anexo B). Al aplicar el porcentaje de 52%, correspondiente a la fracción de C en la biomasa de musgo y turba, se obtuvo que el contenido promedio de C en el musgo alcanzó las  $30 \pm 5$  ton C ha<sup>-1</sup> y el contenido promedio de C en la turba alcanzó  $217 \pm 8$  ton C ha<sup>-1</sup>. La turba

concentró la mayor cantidad de C alcanzando un 88% del contenido total de C en la turbera (Fig. 7).

Al sumar el contenido de C en cada uno de los componentes de la turbera se obtuvo que el contenido total de C en la turbera de *S. magellanicum* alcanzó las  $247 \pm 13$  ton C ha<sup>-1</sup> valor que representa sólo un 53,6% del contenido de C en el bosque de *N. pumilio* (Fig. 7).

#### 4. 2 Productividad Primaria Neta

##### 4. 2. 1 PPN en bosque de *N. pumilio*

El volumen de los árboles de *N. pumilio* al interior de las parcelas de bosque varió de 0,01 m<sup>3</sup> a 4,5 m<sup>3</sup>, lo que corresponde a un rango de edad de 12 años a 171 años, de acuerdo a la relación edad-volumen establecida por Cruz-Johnson *et al.* (2007). A partir de los valores de incremento diamétrico de cada árbol según su edad (Cruz-Johnson *et al.* 2007), se obtuvo el aumento de biomasa arbórea aérea que alcanzó un valor promedio de  $3,0 \pm 0,4$  ton ha<sup>-1</sup> lo que equivale a un valor de  $0,025 \pm 0,003$  ton ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>. Por otra parte, la producción de hojarasca durante el período de estudio alcanzó un valor promedio de  $3,8 \pm 0,1$  ton ha<sup>-1</sup> lo que equivale a  $0,029 \pm 0,001$  ton ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>.

Al sumar el incremento de biomasa arbórea aérea y la producción de hojarasca se obtuvo que la PPN alcanzó las  $0,054 \pm 0,003$  ton ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>. Si aplicamos la fracción de C, equivalente al 50% de la biomasa, se obtiene que el flujo de C por PPN en el bosque de *N. pumilio* alcanzó las  $0,027 \pm 0,002$  ton C ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>.

#### 4. 2. 2 PPN en turbera de *S. magellanicum*

La densidad promedio de capítulos de *S. magellanicum* fue de  $1,8 \pm 0,02$  capítulos  $\text{cm}^{-2}$  (Anexo C) y la biomasa promedio por unidad de longitud de caudillo fue de  $0,017 \pm 0,001$  g  $\text{cm}^{-1}$  (Anexo C). El crecimiento en longitud de las hebras de *S. magellanicum* durante el período de estudio alcanzó un valor promedio de  $0,6 \pm 0,05$  cm (Anexo D).

La PPN de la turbera de *S. magellanicum* durante el período de estudio alcanzó un valor promedio de  $1,9 \pm 0,4$  ton  $\text{ha}^{-1}$  lo que equivale a  $0,015 \pm 0,004$  ton  $\text{ha}^{-1}$  día<sup>-1</sup>. Considerando que la fracción de C en el musgo equivale a un 52% de la biomasa, el flujo de C por PPN en la turbera alcanzó  $0,008 \pm 0,002$  ton C  $\text{ha}^{-1}$  día<sup>-1</sup>.

#### 4. 3 Respiración heterótrofa

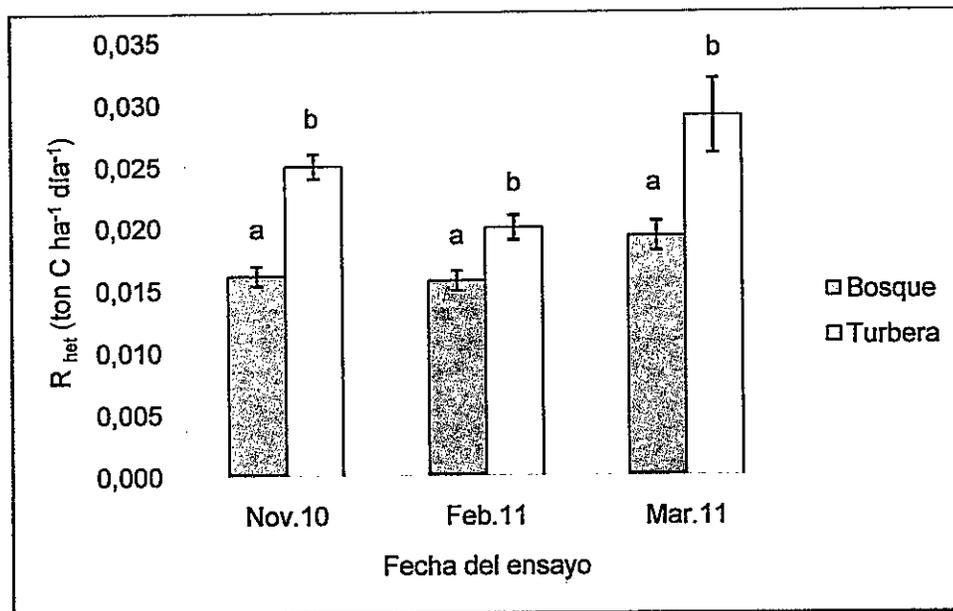
En la turbera de *S. magellanicum* la respiración heterótrofa ( $R_{\text{het}}$ ), alcanzó un valor promedio de  $0,025 \pm 0,003$  ton C  $\text{ha}^{-1}$  día<sup>-1</sup>, el mayor valor de respiración se alcanzó durante el mes de marzo y el valor menor durante el mes de febrero (Fig. 8).

En el bosque de *N. pumilio* la  $R_{\text{het}}$  alcanzó un valor promedio de  $0,017 \pm 0,001$  ton C  $\text{ha}^{-1}$  día<sup>-1</sup>. Al igual que en la turbera, de los tres ensayos realizados el valor mayor de  $R_{\text{het}}$  en el bosque se registró durante el mes de marzo y el valor menor durante el mes de febrero (Fig. 8).

En los tres ensayos realizados para estimar  $R_{\text{het}}$  (noviembre, febrero y marzo) se encontraron diferencias significativas entre el bosque de *N. pumilio* y la turbera de

*S. magellanicum* (ANOVA,  $F_{(1,9)}=31,38$ ;  $P<0,01$ ;  $F_{(1,10)}=43,82$ ;  $P<0,01$ ,  $F_{(1, 11)}=13,61$ ;  $P<0,01$  respectivamente).

Figura 8. Respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ) en la turbera de *S. magellanicum* y en el bosque de *N. pumilio* estimada mediante el método de Sodalime®. Los valores indican promedio y error estándar.

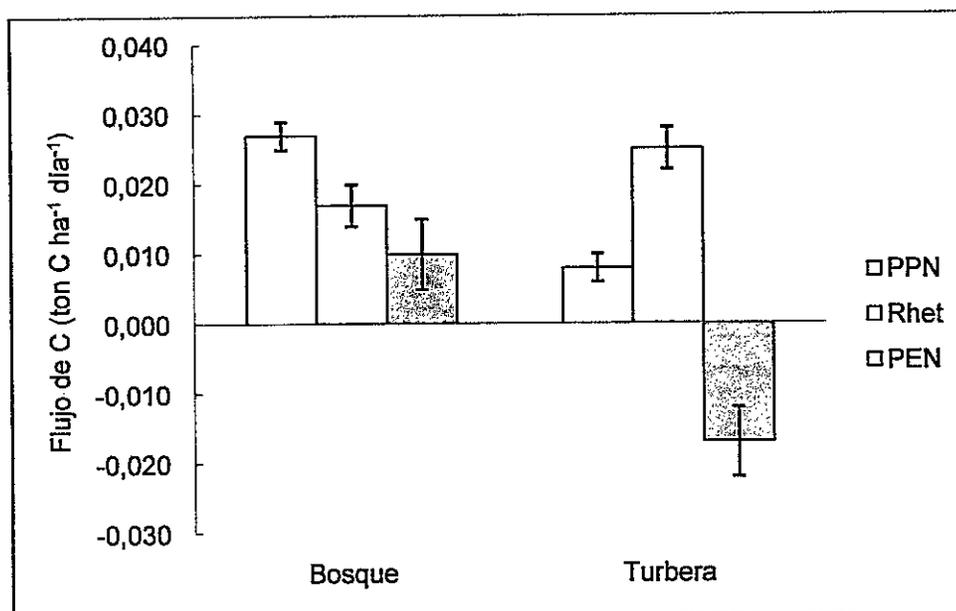


#### 4. 4 Productividad Ecosistémica Neta

A partir de los flujos de C por PPN y  $R_{het}$  se estimó la productividad ecosistémica neta (PEN). En el bosque de *N. pumilio*, PEN alcanzó las  $10 \pm 0,005$  ton C  $ha^{-1} día^{-1}$  (Fig. 6) lo que indica que durante el período de estudio el bosque se comportó como un sumidero de C.

A diferencia del bosque, la turbera de *S. magellanicum* se comportó como una fuente de C durante el período de estudio. Alcanzando un valor de PEN equivalente a  $-0,017 \pm 0,005$  ton C ha<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (Fig. 9).

Figura 9. PEN, PPN y R<sub>het</sub> en bosque de *N. pumilio* y en turbera de *S. magellanicum*. Valores representan promedio y error estándar



## 5. Discusión

### 5. 1 Contenido de carbono

El contenido total de C en el bosque de *N. pumilio* resultó ser mayor que el contenido de C en la turbera de *S. magellanicum*, además el bosque bajo estudio exhibió un valor alto en comparación a bosques templados y boreales a distintas latitudes, siendo superado sólo por los bosques templados de coníferas en Estados

Unidos (Ver Tabla 4). El alto contenido de carbono en el bosque bajo estudio se debe principalmente a la gran cantidad de biomasa arbórea.

Tabla 4. Contenido de C (ton C ha<sup>-1</sup>) en bosques boreales y templados a distintas latitudes.

Trabajo	Tipo de Bosque	País	Latitud	Vegetación %	DLG %	Hojarasca %	Suelo %	Total
Malhi <i>et al.</i> 1999	Boreal			346				
Ajtay <i>et al.</i> 1979	Boreal			102 (51)	3 (1)	20 (10)	76 (38)	200*
IPCC 2006	Boreal de coníferas			25				*
Malhi <i>et al.</i> 1999	Templado			93				*
IPCC 2006	Templado			60				*
Bradford <i>et al.</i> 2009	Templado	EEUU	44° N	96	21	19		
Bradford <i>et al.</i> 2009	Templado	EEUU	47° N	66	18	7		
Noh <i>et al.</i> 2010	Templado de coníferas	Korea	36° N	105 (52)	1 (0)	11 (6)	85 (42)	201
Vogl 1991	Templado de coníferas	EEUU	47° N	281 (45)	115 (18)	75 (12)	158 (25)	629
Houghton 1999	Templado de hoja ancha			100				*
Hart <i>et al.</i> 2003	Templado siempre verde	N. Zelandia	41° S	213 (62)			55 (16)	344
Van de Walle <i>et al.</i> 2001	Templado deciduo mixto	Bélgica	50° N	154 (48)		36 (11)	135 (42)	325
Van de Walle <i>et al.</i> 2001	Templado deciduo mixto	Bélgica	50° N	148 (46)		3 (1)	170 (53)	321
Ajtay <i>et al.</i> 1979	Templado deciduo			149 (66)	5 (2)	10 (4)	61 (27)	225*
Peri <i>et al.</i> 2009	Templado deciduo	Argentina	51° S	30	4		219	
Este estudio	Templado deciduo	Chile	55° S	241 (52)	24 (6)	3 (1)	194 (42)	461

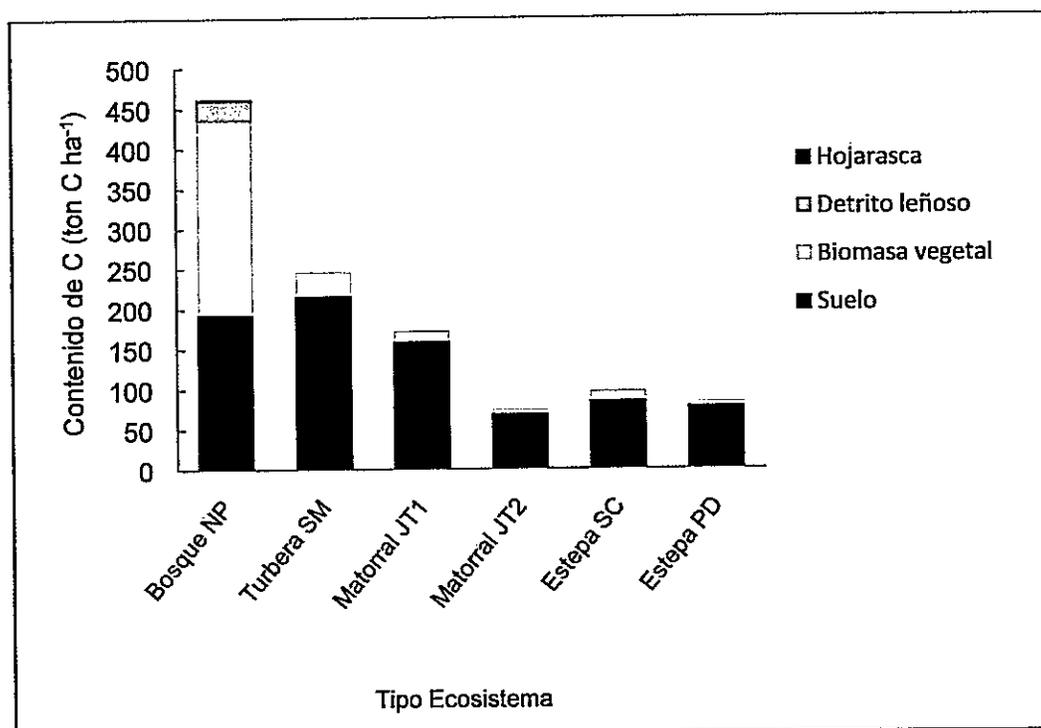
\*Valores promedio para el bioma

Por su parte, el contenido de C en la turbera de *S. magellanicum* es bajo en comparación a los valores descritos por Weishampel *et al.* (2009) para turberas de *Sphagnum* en el hemisferio norte cuyo contenido de carbono oscila entre 718 – 1518 ton C ha<sup>-1</sup>. Se cree que esto se debe a que la profundidad máxima de la turbera bajo estudio fue de sólo 4,6 m. Es importante destacar que en Tierra del Fuego existen turberas de hasta 10 m de profundidad (Ruiz & Doberti 2005, Iturraspe 2010) por lo que el presente estudio subestima la cantidad de C que una turbera puede llegar a contener en la zona.

Al comparar el contenido de C en el bosque de *N. pumilio* y la turbera de *S. magellanicum* con el contenido de C de otros ecosistemas característicos de la Patagonia como son los matorrales y la estepa (Fig. 10), es posible reconocer que tanto el bosque como la turbera bajo estudio constituyen los mayores almacenes de

C. El bosque de *N. pumilio* además de ser el mayor reservorio de C en la región es el ecosistema que posee una mayor cantidad de C en la biomasa vegetal. Por su parte, la turbera de *S. magellanicum* es el segundo mayor reservorio de C en la región y es el ecosistema que contiene una mayor cantidad de C en el suelo.

Figura 10 Comparación del contenido de C en el bosque de *N. pumilio* y la turbera de *S. magellanicum* con otros tipos de ecosistema de la Patagonia



Valores de contenido de C para matorrales de *Junellia tridens* con 60% de cobertura (Matorral JT1) y 20% de cobertura (Matorral JT2) obtenidos de Peri (2010). Valores de contenido de C para estepa dominada por *Stipa chrysophylla* (Estepa SC) y estepa dominada por *Poa dusei* (Estepa PD) obtenidos de Peri & Lasagno (2010).

Lamentablemente, el gran almacén de C que representan los bosques y turberas de la región de Magallanes no permanece intacto. Producto de la actividad humana y otros agentes, como el impacto generado por la especie invasora *Castor canadensis*, se modifican las características físicas y químicas de estos ecosistemas, alterando

el ciclo de carbono local y permitiendo la liberación de parte del C almacenado a la atmósfera. Estimaciones recientes señalan que el 2,6% de la superficie de bosque de lenga en la provincia de Tierra del Fuego se encuentra amenazada por el castor (Baldini *et al.* 2008), especialmente los bosques ribereños de Tierra del Fuego. El impacto por la actividad del castor se traduce en la inundación de los bosques, posterior muerte y descomposición de la biomasa arbórea.

## 5. 2 Flujos de C

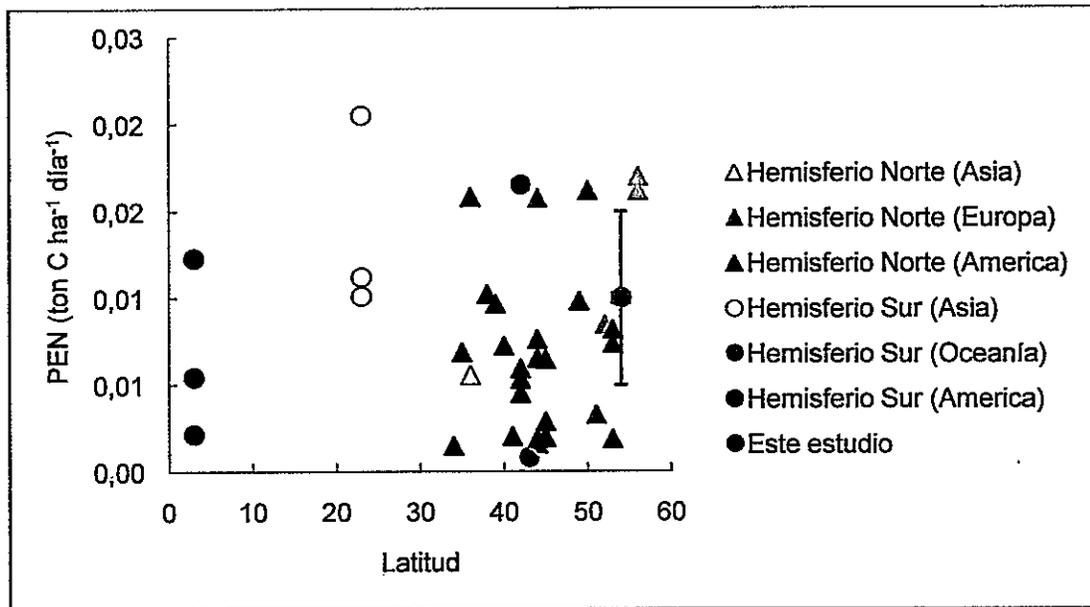
La diferencia en la productividad primaria neta del bosque y la turbera bajo estudio era esperable. Por lo general, las turberas tienen una PPN discreta debido al lento crecimiento de los musgos y a las bajas concentraciones de nitrógeno en el suelo. A diferencia de lo anterior, los bosques se caracterizan por manifestar altos valores de PPN hasta que alcanzan su período de madurez.

También se encontraron diferencias significativas en la respiración heterótrofa entre el bosque y la turbera. Estas diferencias coinciden con lo descrito en trabajos previos en donde debido a la baja disponibilidad de oxígeno (McLatchye & Reddy 1998), bajas temperaturas (Freeman *et al.* 2001) y acidez del medio (Clymo & Hayward 1982) las turberas exhiben bajos valores de descomposición y respiración heterótrofa en comparación a otros ecosistemas terrestres. Además se debe considerar el bajo contenido de nitrógeno en la biomasa de los musgos del género *Sphagnum*, usualmente menor al 1% del peso seco, lo que genera una lenta descomposición de la materia orgánica (Clymo & Hayward 1982).

### 5. 3 Balance de C

Tras comparar los valores de PEN del bosque *N. pumilio* con otros bosques de diferentes latitudes, es posible apreciar que los valores de este estudio se encuentran dentro del rango de los valores de PEN para bosques en la misma latitud (Fig. 11).

Figura 11. Productividad Ecosistémica Neta (PEN) en bosques de distintas latitudes.



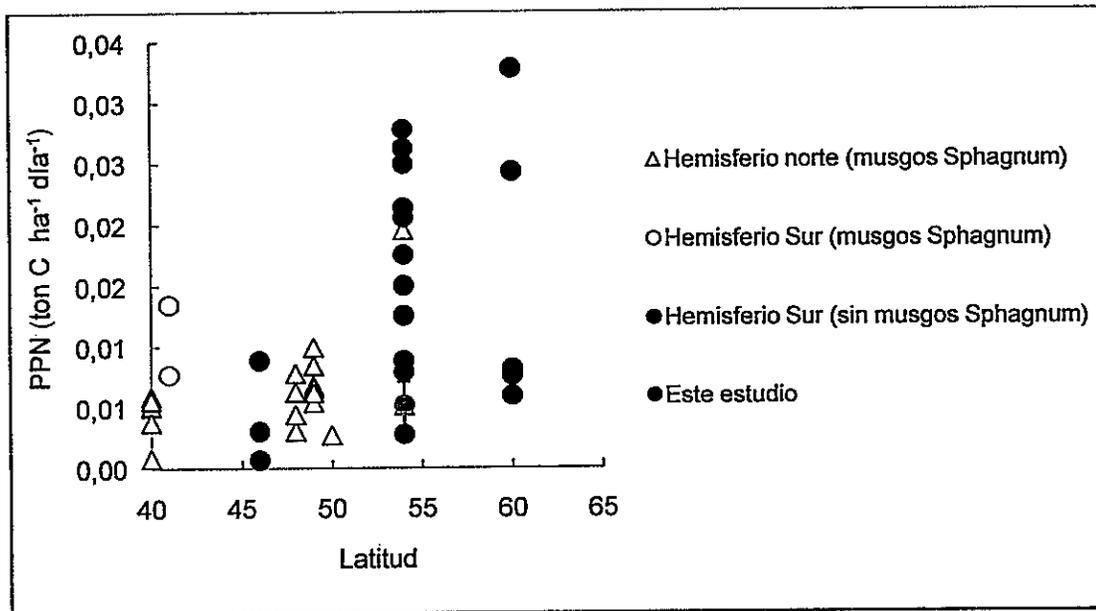
En la figura 7, valores para bosques del hemisferio norte obtenidos de: Asia (Kitazawa 1977), Europa (Berbigier *et al.* 2001; Arain & Restrepo-Coupe 2005; Thomas *et al.* 2010; Clements 2004; Valentini *et al.* 2000; Satchell 1973); América (Harris *et al.* 1975, Curtis *et al.* 2002, Arain & Restrepo-Coupe 2005, Woodwell & Botkin 1970, Grier & Logan 1977, Whittaker *et al.* 1974, Law *et al.* 2003, Barr *et al.* 2002, Griffis *et al.* 2004). Valores para bosques del hemisferio sur obtenidos de: Asia (Yang *et al.* 2007), Oceanía (Davis *et al.* 2003, Ameth *et al.* 1998), América (Miller *et al.* 2004, Grant *et al.* 2009).

Los valores positivos de PEN para el bosque de *N. pumilio* indican que, pese a que el bosque tiene una edad estimada de 170 años, continúa capturando y

almacenando C desde la atmósfera. Varios trabajos recientes documentan la capacidad de bosques antiguos de funcionar como sumideros de carbón (e. g. Luysaert *et al.* 2008, Phillips *et al.* 2008).

La turbera de *S. magellanicum* exhibió un valor negativo de PEN menor al del bosque de *N.pumilio*. Lo anterior, indica que durante el período de estudio la turbera se comportó como una fuente de C, liberando una mayor cantidad de CO<sub>2</sub> a la atmósfera que el almacenado en la biomasa. Para encontrar una posible explicación al comportamiento inesperado de la turbera durante este estudio se analizaron los flujos de PPN y R<sub>het</sub> por separado. Respecto a la productividad la turbera de *S. magellanicum*, es posible apreciar que su valor corresponde al menor valor de PPN en comparación con turberas de musgos del género *Sphagnum* ubicadas en la misma latitud y es uno de los más bajos en comparación con turberas de la misma latitud pero compuestas por otro tipo de vegetación sin la presencia de musgos del género *Sphagnum* (Fig. 12).

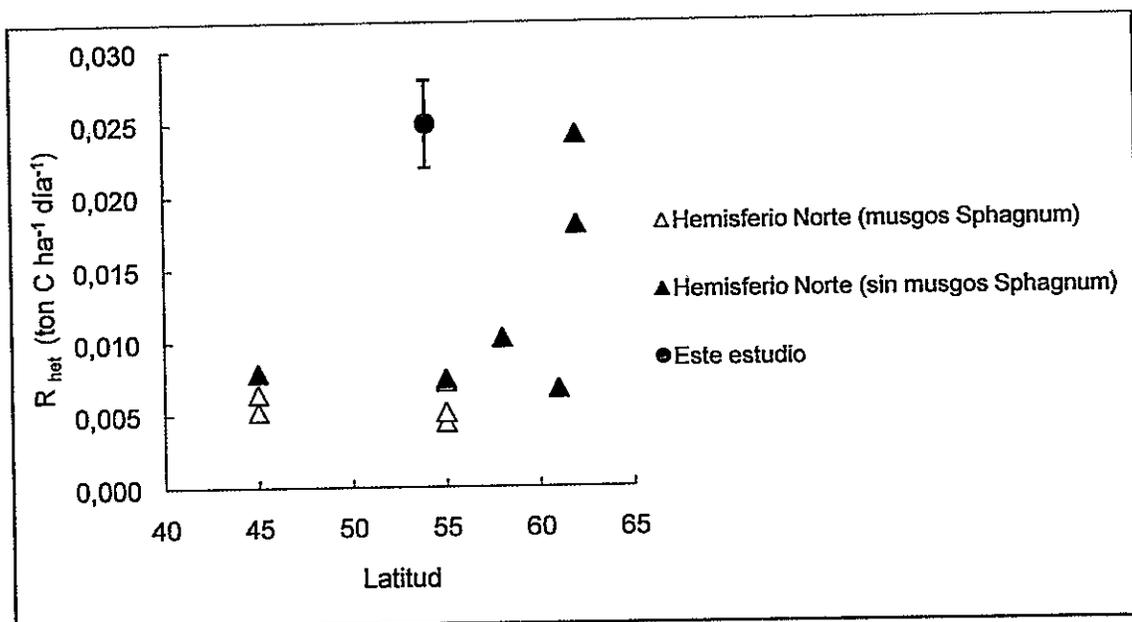
Figura 12. Productividad Primaria Neta (PPN) en turberas de distintas latitudes.



En la figura 8, valores para turberas del hemisferio norte obtenidos de: Waddington *et al.* (2003), Hajek (2009), Lewis & Smith (1982), Thormann & Bayley (1997), Fukushima *et al.* (1995), Newbould (1960). Valores para turberas del hemisferio sur (sin musgos *Sphagnum*) obtenido de: Lewis & Smith (1982), Collins (1973), Russell (1985), Clarke *et al.* (1971), Longton (1970), Collins (1973), Collins & Callaghan (1980). Valores para turberas del hemisferio sur (musgos *Sphagnum*) obtenidos de: Tapia (2008).

Respecto a la respiración heterótrofa, la turbera de *S. magellanicum* exhibió un alto valor en comparación con turberas de la misma latitud (Fig. 13).

Figura 13. Respiración heterótrofa ( $R_{het}$ ) en turberas de distintas latitudes.

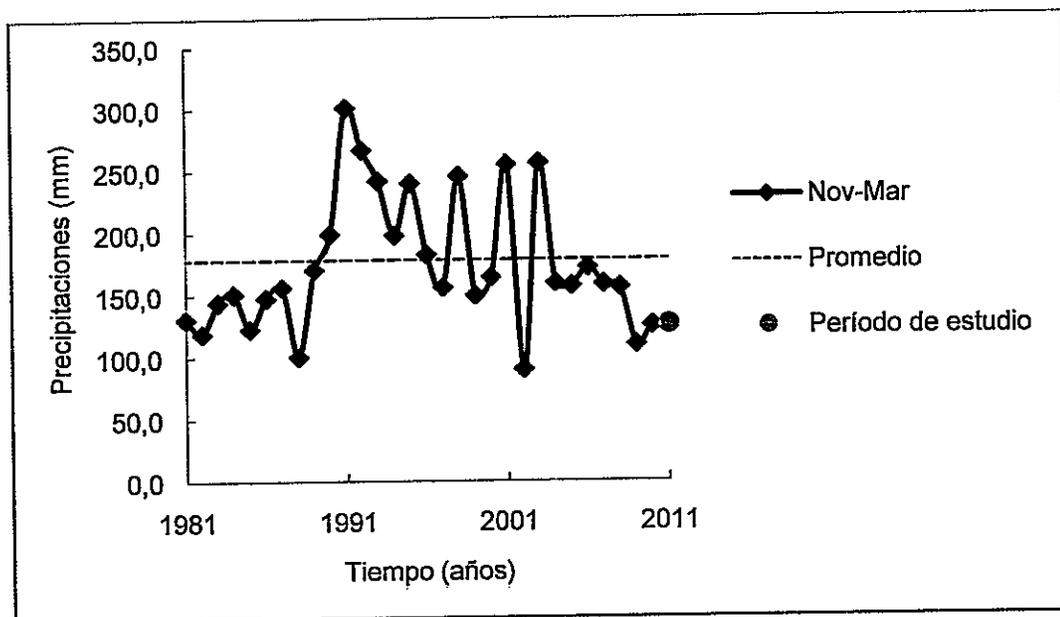


En la figura 9, valores para turberas del Hemisferio Norte (musgo Sphagnum) obtenidos de: Trumbore *et al.* (1999), Lafleur *et al.* (2001), Frolking *et al.* (2002), Moore *et al.* (2002), Blodau *et al.* (2007). Valores para turbera del Hemisferio Norte (sin musgos Sphagnum) obtenidos de: Trumbore *et al.* (1999), Frolking *et al.* (2001), Minkkinen *et al.* (2007), Shurpali *et al.* (2008).

Estudios previos señalan que el almacenamiento de carbono en turberas es sensible a cambios en las variables ambientales, entre las que encontramos el nivel freático de la turbera. La productividad tiene una relación positiva con la altura del nivel freático (Bridgham *et al.* 2008), a diferencia de la respiración heterótrofa que tiene una relación negativa con la altura del freático (Laiho 2006). Debido a que las precipitaciones y la temperatura son factores que regulan el nivel freático en las turberas se recopiló información sobre fluctuaciones de estas variables en el tiempo. Al analizar una serie de datos meteorológicos de la zona para los últimos 30 años (Dirección Meteorológica de Chile 1981 – 2011), es posible apreciar que durante la temporada noviembre de 2010 - marzo de 2011 se experimentó un episodio de bajas precipitaciones (Fig. 14), lo que sumado a las altas temperaturas

del verano en comparación al resto de las estaciones del año podría traducirse en una disminución del nivel freático durante el período de estudio y un balance de C negativo en la turbera. Esta situación sería congruente con los estudios realizados en turberas subárticas, en donde temporadas calurosas y secas han generado la disminución del nivel freático y pérdidas substanciales de carbono almacenado (e. g. Schreder *et al.* 1998, Alm *et al.* 1999, Moore *et al.* 2002). Tomando en consideración lo antes señalado y frente a la amenaza de cambios globales, trabajos como el de Dise (2009) han planteado el desafío de continuar y expandir las redes de monitoreo a largo plazo en turberas.

Figura 14. Precipitaciones caídas en la temporada Noviembre-Marzo durante los años 1981-2011, Estación Meteorológica Punta Arenas, XII Región de Magallanes, Chile (Dirección Meteorológica de Chile, 1981 – 2011).



## 6. Conclusiones

El contenido de carbono en el bosque de *N. pumilio* fue mayor que el contenido de C en la turbera de *S. magellanicum* por lo que se rechaza la hipótesis del trabajo. Sin embargo, ambos ecosistemas constituyen grandes almacenes de C en Tierra del Fuego por lo que es necesario establecer adecuadas políticas de manejo y un programa de monitoreo y control para evitar la liberación de C hacia la atmósfera producto de cambios en las condiciones físicas del ambiente ya sea por la actividad humana u otros agentes, entre los que encontramos la especie invasora *Castor canadensis*.

Durante el período de estudio el bosque de *N. pumilio* manifestó un balance de C positivo y mayor que el de la turbera de *S. magellanicum*, lo que permite aceptar la segunda hipótesis de este trabajo. El comportamiento como sumidero de C del bosque de *N. pumilio* permitiría mitigar el calentamiento global gracias a la captación y almacenamiento de CO<sub>2</sub> atmosférico.

A diferencia de lo anterior la turbera de *S. magellanicum* se comportó como una fuente de C. Se propone que dicho comportamiento podría deberse a un episodio de bajas precipitaciones durante el período de estudio y la consecuente disminución del nivel freático de la turbera lo que regula los flujos de C.

Teniendo en cuenta la sensibilidad de las turberas a cambios en las condiciones ambientales es relevante evaluar el balance de C a largo plazo, sobre todo bajo el contexto del cambio climático que pronostica un aumento en la temperatura global del planeta y alteraciones en el régimen de precipitaciones.

## 7. Bibliografía

- Alm J., Saarnio S., Nykanen H., Silvola J. & Martikainen P. J., 1999. Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* 44:163–186.
- Ajtay G. L., Ketner P. & Duvigneaud P., 1979. Terrestrial primary production and phytomass. Pages 129-182 in B. Bolin, E.T. Degens, S. Kempe, P. Ketner, eds. *The Global Carbon Cycle*. John Wiley & Sons, New York.
- Arain M. A., Restrepo-Coupe N., 2005. Net ecosystem production in a temperate pine plantation in southeastern Canada. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128:223–241.
- Armesto, J; Smith-Ramírez, C; León, P.; Arroyo, M., 1992. Biodiversidad y Conservación del Bosque templado en Chile. *Ambiente y Desarrollo*, 8(4):19-24.
- Armesto J. J., Rozzi R., Smith-Ramirez C., Arroyo M.T.K., 1998. Conservation targets in south american temperate forests. *Science* 282:1271–1272.
- Arneth A., Kelliher F. M., Mc Severy T. M., Byers J.N., 1998. Net ecosystem productivity, net primary productivity and ecosystem carbon sequestration in a *Pinus radiata* plantation subject to soil water deficit. *Tree Physiology*, 18:785–793.
- Arroyo M. T. K, Donoso C., Murúa R. E., Pisano E. E., Schlatter R. P. & Serey I. A. 1996. Toward an ecologically sustainable forestry project, concepts, analisis and

recommendations. Departamento de Investigación y Desarrollo, Universidad de Chile, Santiago.

Baldini A., J. Oltremari & M. Ramírez, 2008. Impacto del castor (*Castor canadensis*, Rodentia) en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) de Tierra del Fuego, Chile. *Bosque (Chile)* 29: 162-169.

Barr, A. G., Griffis, T. J., Black, T. A., Lee, X., Staebler, R. M., Fuentes, J. D., Chen, Z. & Morgenstern, K., 2002. Comparing the carbon balances of boreal and temperate deciduous forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 32:813–822.

Beer C., Reichstein M., Tomelleri E., Ciais P., Jung M., Carvalhais N., Rödenbeck C., Arain M. A., Baldocchi D., Bonan G. B., Bondeau A., Cescatti A., Lasslop G., Lindroth A., Lomas M., Luysaert S., Margolis H., Oleson K. W., Rouspard O., Veenendaal E., Viovy N., Williams C., Woodward F. I., Papale D., 2010. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. *Science* 329: 834.

Berbigier, P., Bonnefond, J. M. & Mellmann, P., 2001. CO<sub>2</sub> and water vapour fluxes for 2 years above Euroflux forest site, *Agricultural and Forest Meteorology*, 108:183–197.

Blodau, C., Roulet, N. T., Heitmann, T., Stewart, H., Beer, J., Lafleur, P., & Moore, T. R., 2007. Belowground carbon turnover in a temperate ombrotrophic bog, *Global Biogeochemical Cycles*, 21.

Botch, M. S., K. I. Kobak, T. S. Vinson & T. P. Kolchugina. 1995. Carbon pools and accumulation in peatlands of the former Soviet Union. *Global Biogeochemical Cycles*, 9: 37-46.

Bradford, J.B., Weishampel, P.A., Smith, M.L., Kolka, R.K., Birdsey, R.A., Ollinger, S.V., Ryan & M.G., 2009. Detrital carbon pools in temperate forests: importance and potential for landscape-scale assessment. *Canadian Journal of Forest Research*, 39:802-813.

Bridgham, S. D., J. Pastor, B. Dewey, J. F. Weltzin & K. Updegraff, 2008. Rapid carbon response of peatlands to climate change. *Ecology*, 89(11): 3041-3048.

Brown S., 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. *FAO Forestry Paper 134*. Rome, Italy: 55.

Carmona, M. R., Armesto J. J., Aravena J. C. & Pérez C. A., 2002. Coarse woody debris biomass in successional and primary temperate forests in Chiloé Island, Chile. *Forest Ecology and Management*, 164: 265-275.

Chapin F.S., III., P.A. Matson & H.A. Mooney. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York, New York, USA.

Chapin F. S., III, G. M. Woodwell, J. T. Randerson, E. B. Rastetter, G. M. Lovett, D. D. Baldocchi, D. A. Clark, M. E. Harmon, D. S. Schimel, R. Valentini, C. Wirth, J. D. Aber, J. J. Cole, M. L. Goulden, J. W. Harden, M. Heimann, R. W. Howarth, P. A. Matson, A. D. McGuire, J. M. Melillo, H. A. Mooney, J. C. Neff, R. A. Houghton, M. L. Pace, M. G. Ryan, S. W. Running, O. E. Sala, W. H. Schlesinger, & E. D. Schulze,

2006. Reconciling Carbon-cycle Concepts, Terminology, and Methods. *Ecosystems* 9: 1041–1050.

Charman D., 2002. *Peatlands and Environmental Change*. John Wiley & Sons Ltd, U.S.A.: 301.

Chen W., Chen J. & Cihlar J., 2000. An integrated terrestrial ecosystem carbon-budget model based on changes in disturbance, climate, and atmospheric chemistry. *Ecological Modelling* 135: 55-79.

Clarke, G. C. S., Greene, S. W. & Greene, D. M, 1971. Productivity of bryophytes in polar regions. *Annals of Botany*, 35:99-108.

Clement, R., 2004. Mass and energy exchange of a plantation forest in Scotland using micrometeorological methods. Ph.D. University of Edinburgh.

Clymo, R. S. & Hayward, P. M., 1982. The ecology of sphagnum. Pages 229-289 in A.J.E. Smith (ed) *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London.

Clymo R. S., 1984. Limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B*, 303: 605-654.

Clymo R. S., 1992. Models of peat growth. *Suo*, 43:127-136.

Clymo R. S., Turunen J. & Tolonen K., 1998. Carbon accumulation in peatland. *Oikos* 81: 368-388.

Collins, N. J. 1973. Productivity of selected bryophyte communities in the maritime Antarctic (In Bliss, L. C. and F. E. Wielgolaski, ed. Primary production and production processes, tundra biome. Proceedings of the conference, Dublin, Ireland, April 1973, Edmonton, University of Alberta Printing Services, Tundra Biome Steering Committee 177-83).

Collins, N. J. & T. V. Callaghan, 1980. Predicted patterns of photosynthetic production in maritime Antarctic mosses. *Annals of Botany* 45: 601–620.

Cruz-Johnson, P., Honeyman, P., Pezo A. & Schulze C., 2007. Análisis de crecimiento de árboles maduros de lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques de la XII Región, Chile. *Bosque* 28 (1): 18 – 24.

Curtis, P. S., Hanson, P. J., Bolstad, P., Barford, C., Randolph, J. C., Schmid, H. P. & Wilson, K. B., 2002. Biometric and eddy-covariance based estimates of annual carbon storage in five North American deciduous forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113:3-19.

Davis, K. J., Zhao, C., Teclaw, R. M., Isebrands, J. G., Bakwin, P. S., Yi, C. & Berger, B. W., 2003. The annual cycles of CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O exchange over a northern mixed forest as observed from a very tall tower. *Global Change Biology*, 9(9):1278–1293.

de la Balze V. M., Blanco D.E., & Loekemeyer N., 2004. Avifauna de las turberas del centro de la Isla de Tierra del Fuego, Argentina. Páginas 129-140. En: Blanco D.E. & de la Balze V. M. (eds.). *Los Turbales de la Patagonia: Bases para su Inventario y Buenos Aires, Argentina.*

Dirección Meteorológica de Chile, 1981 – 2011. Anuario Meteorológico. <[en línea]><http://www.meteochile.gob.cl/Anuario> (Visitado en Agosto de 2011).

Dise N. B., 2009. Peatland Response to Global Change. *Science* 326: 810-811.

Dixon R. K. & Turner D. P., 1991. The global carbon cycle and climate change: responses and feedbacks from below-ground systems. *Environmental Pollution* 73: 245-262.

Donoso C., Maureira C., Zuñiga A. & Castro H., 1999. Producción de semillas y hojarasca en renovales de canelo (*Drimys winteri* Forst.) en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Chile. *Bosque* 20(2): 65-78.

Ellyson M., 2007. Measurement and modeling of the forest carbon resource in the *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego, Chile. Ph. D. Thesis, University of Washington.

Epron, D., L. Farque, E. Lucot & P. M. Badot., 1999. Soil CO<sub>2</sub> efflux in a beech forest: dependence on soil temperature and soil water content. *Annals of Forest Science*, 56:221–226.

Foody G. M., Palubinskas G., Lucas R. M., Curran P. J. & Honzak M., 1996. Identifying Terrestrial Carbon Sinks: Classification of Successional Stages in Regenerating Tropical Forest from Landsat TM Data. *Remote Sensing of Environment*, 55: 205-216.

- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B. & Fenner, N., 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412:785–785.
- Frolking, S., Roulet, N. T., Moore, T. R., Lavoie, M. & Muller, S. D., 2001. Modeling northern peatland decomposition and peat accumulation. *Ecosystems* 4: 479–498.
- Frolking, S., N. T. Roulet, T. R. Moore, P. M. Lafleur, J. L. Bubier, & P. M. Crill, 2002. Modeling seasonal to annual carbon balance of Mer Bleue Bog, Ontario, Canada, *Global Biogeochemical Cycles*, 16(3):1030.
- Fukushima, M., Nakayasu, K., Tanaka, S. & Nakamura, H., 1995. Chromium (III) binding abilities of humic acids. *Analytica Chimica Acta*, 317:195-206.
- Guadinski J. B., Trumbore S. E., Davidson E. A. & Zheng S., 2000. Soil carbon cycling in a temperate forest: radiocarbon – based estimates times, sequestration rates and partitioning of fluxes. *Biogeochemistry*, 51: 33-69.
- Gehrke C., 1998. Effects of enhanced UV-B radiation on production-related properties of a *Sphagnum fuscum* dominated subarctic bog. *Functional Ecology* 12(6): 940-947.
- Gorham E., 1991. Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. *Ecological Applications* 1: 182–195.
- Grant, R. F., A. G. Barr, T. A. Black, H. A. Margolis, A. L. Dunn, J. Metsaranta, S. Wang, J. H. McCaughey & C. A. Bourque, 2009. Interannual variation in net

ecosystem productivity of Canadian forests as affected by regional weather patterns  
- A Fluxnet-Canada synthesis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149:2022-2039.

Grier, C. C & R. S. Logan, 1977. Old -growth *Pseudotsuga menziesii* communities  
of a western Oregon watershed: biomass distribution and production budgets.  
*Ecological Monographs* 47:373-400.

Griffis T. J., Black T. A., Gaumont-Guay D., Drewitt G. B., Nesic Z., Barr A. G.,  
Morgenstern K. & Kljun N., 2004. Seasonal variation and partitioning of ecosystem  
respiration in a southern boreal aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology*,  
125:207-223.

Hajek T., 2009. Habitat and species controls on *Sphagnum* production and  
decomposition in a mountain raised bog, *Boreal Environmental Research*, 14:947-  
958.

Harris, W. F., P. Sollins, N. T. Edwards, B. E. Dinger & H. H. Shugart, 1975.  
Analysis of carbon flow and Productivity in a temperate deciduous forest ecosystem. In  
*Productivity of World Ecosystem* . National Academy of Science Washington, D. C.  
(eds D. E. Reichle and J. F. Franklin & D. W. Goodall), 116-122.

Hart, P. B. S.; Clinton, P. W.; Allen, R. B.; Nordmeyer, A. H. & Evans, G., 2003.  
Biomass and macro- nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech  
(*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for storage and sustainable forest  
management. *Forest Ecology and Management*, (February 2003), 174(1-3):281-  
294.

Hauser A., 1996. Los depósitos de turba en Chile y sus perspectivas de utilización. *Revista geológica de Chile*, 23: 217-22.

Henríquez J. C., 2004. Estado de la Turba esfangosa en Magallanes. En Blanco D., de la Balze V. M. (eds). *Los turbales de la Patagonia: Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad*. Publicación número 19. Buenos Aires, Argentina. *Wetlands Internacional*, 93-103.

Houghton, R.A., Hackler, J.L., Lawrence, K.T., 1999. The U.S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science* 285:574–578

Houghton R., 2007. Balancing the Global Carbon Budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35: 313–47.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1996. Chapter 5: Land Use Change & Forestry. *Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Revised Version*. London, 3: 57.

Iturraspe R., 2010. *Las turberas de Tierra del Fuego y el Cambio Climático global*. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de Humedales / Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.

Keith H. & Wong S. C., 2006. Measurement of soil CO<sub>2</sub> efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1121–1131.

Kitazawa Y., 1977. Ecosystem metabolism of the Subalpine Coniferous Forest of the Shigayama IBP area. In Ecosystem analysis of the subalpine coniferous forest of the shigayama. IBP area, Central Japan, (ed). Y. Kitazzwa, JIBP Synthesis. 15:181-99. University of Tokyo Press.

Kutsch W. L., Persson T., Schrumpf M., Moyano F. E., Mund M., Andersson S. & Schulze E. D., 2010. Heterotrophic soil respiration and soil carbon dynamics in the deciduous Hainich forest obtained by three approaches. *Biogeochemistry* 100:167–183.

Lafleur, P. M., N. T. Roulet, & S. Admiral, 2001. The annual cycle of CO<sub>2</sub> exchange at a boreal bog peatland. *Journal of Geophysical Research*, 106:3071–3081.

Laiho R., 2006. Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2011-2024.

Law, B. E., Sun, O. J., Campbell, J., Van Tuyl, S. & Thornton, P. E., 2003. Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology*, 9(4):510–524.

Lewis Smith, R. I., 1982. Plant succession and re-exposed moss banks on a deglaciated headland in Arthur Harbour, Anvers Island. *British Antarctic Survey Bulletin* 51: 193-99.

Lindenmayer D. B., Franklin J. F., 2002. *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington. 245.

Limpens, J., Berendse, F., Blodau, C., Canadell, J. G., Freeman, C., Holden, J., Roulet, N., Rydin, H., & Schaepman-Strub, G., 2008: Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications - a synthesis. *Biogeosciences*, 5:1475–1491,

Loguercio G. & Defossé G., 2001. Ecuaciones de biomasa aérea, factores de expansión y de reducción de la lenga, *Nothofagus pumilio*, en el SO del Chubut, Argentina. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales, Valdivia, Chile. <[en línea]>[https://library.conservation.org/Published%20Documents/2001/Loguercio%20-%20Expansi n%20biomasa%20Nothofagus.pdf](https://library.conservation.org/Published%20Documents/2001/Loguercio%20-%20Expansi%20n%20biomasa%20Nothofagus.pdf) (Visitado en Junio de 2010).

Longton, R. E., 1970. Growth and productivity of the moss *Polytrichum alpestre* Hoppe in Antarctic regions. In: Holdgate, M. W. (ed.). *Antarctic Ecology*. Academic Press, London, 818-837.

Luyssaert, S., L. Sebastiaan, E. D. Schulze, A. Börner, A. Knohl, D. Hessenmöller , B. E. Law, P. Ciais, & J. Grace, J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455: 213-21

McLatchey, G. P. & Reddy, K. R., 1998. Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. *Journal of Environmental Quality*, 27:1268–1274.

Malhi Y., Baldocchi D. D. & Jarvis P. G., 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell & Environment*, 22:715–740.

Miller, S. D., M. L. Goulden, M. C. Menton, H. R. Da Rocha, H. C. De Freitas, A. M. E. S. Figueira, & C. A. D. De Sousa, 2004. Biometric and micrometeorological measurements of tropical forest carbon balance. *Ecological Applications* 14(Supplement):S114–S126.

Minkkinen, K., Laine, J., Shurpali, N., Mäkiranta, P., Alm, J. & Penttilä, T. 2007. Heterotrophic soil respiration in forestry-drained peatlands. *Boreal Environment Research* 12: 115–126.

Moore T. R., Bubier J. L., Frolking S. E., Lafleur P. M. & Roulet N. T., 2002. Plant biomass and production and CO<sub>2</sub> exchange in an ombrotrophic bog, *Journal of Ecology*, 90: 25–36.

Newbould, P.J., 1960. The ecology of Cranesmoor, a New Forest valley bog: I. The present vegetation. *Journal of Ecology* 48:361-383.

Noh N. J., Son Y., Lee S. K., Seo K. W., Heo S. J., Yi M. J., Park P. S., Kim R. H., Son Y. M. & Lee K. H., 2010. Carbon and nitrogen storage in an age-sequence of *Pinus densiflora* stands in Korea. *Science China Life Sciences*, 53: 822–830.

Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T. & Silvius, M. (eds) 2008. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International Wageningen, 179 p.

Peri P. L., 2010. Carbon Storage in Cold Temperate Ecosystems in Southern Patagonia, Argentina. En Atazadeh I. (ed.). Biomass and Remote Sensing of Biomass. InTech. <[en línea]> <http://www.intechopen.com/books/how-to-link/biomass-and-remote-sensing-of-biomass>

Peri P. L. & Lasagno R., 2010. Biomass, carbon and nutrient storage for dominant grasses of cold temperate steppe grasslands in southern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 74(1). 23-34.

Peri P. L., Gargaglione V., Martínez-Pastur G. & Lencinas M. V., 2010. Carbon accumulation along a stand development sequence of *Nothofagus antarctica* forest across a gradient in site quality in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 260:229-237.

Phillips O. L., Lewis S. L., Baker T. R., Chao K. J. & Higuchi N., 2008. The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363:1819–1827.

Pisano E., 1977. Fitogeografía de Fuego-Patagonia chilena: I.- Comunidades vegetales entre las latitudes 52 y 56° S. *Anales del Instituto de la Patagonia* 8: 121-250.

Post W. M., Peng T. H., Emanuel W. R., King A. W., Dale V. H. & Deangelis D.L., 1990. The global carbon cycle. *American Scientist*, 78: 310-326.

Roberts N., 1994. The Global Environmental Future. In the Changing Global Environment (in. Roberts, ed.) Blackwell, Oxford.

Potter, C. S., 1999. Terrestrial biomass and the effects of deforestation on the global carbon cycle. *BioScience*. 49: 769-778.

Ruiz J. & Doberti M., 2005. Catastro y caracterización de los turbales de Magallanes, Informe de estudio básico financiado por el Gobierno Regional de Magallanes y la antártica chilena (Código BIP N° 20196401-0), Punta Arenas. Chile.

Russel. S., 1985. Bryophyte production at Marion Island. In W. R. Siegfried. P. R. Condy and R. M. Laws (Eds.). *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*, 200-203. Springer-Verlag. Berlin, New York.

Rydin, H., Gunnarsson, U., & Sundberg, S. 2006. The role of Sphagnum in peatland development and persistence, in: *Boreal peatland ecosystems*, edited by: Wieder, R. K. and Vitt, D. H., *Ecological Studies Series*, Springer Verlag, Berlin, 47-65.

Saavedra B., 2006. Karukinka, nuevo modelo para la conservación de biodiversidad. *Revista Ambiente y Desarrollo* 22(1): 21-27.

Satchell J., 1973. Biomass model of a mixed oak forest. United Kingdom. In D. E. Reichle. R. V. O'Neill and J. S. Olson (eds.). *Modeling Forest Ecosystems*. Oak Ridge National Laboratory.

Schlatter J. E., 1994. Requerimientos de sitio para la lenga, *Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krasser. *Bosque* 15 (2): 3-10.

Schlatter R. P. & Schlatter J. E., 2004. Los turbales de Chile. En: Blanco D. E. & de la Balze V. M. (eds), *Los Turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la*

conservación de su biodiversidad, Publicación No. 19: 75-80. Wetlands International - América del Sur, Buenos Aires, Argentina.

Schofield, W.D. 1985. Introduction to Bryology. Macmillian Publishing Company. New York, USA. 417 p.

Schreder C. P., Rouse W. R., Gris T. J., Boudreau L. D. & Blanken P. D., 1998. Carbon dioxide fluxes in a northern fen during a hot, dry summer. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 729-740.

Shurpali N. J., N. P. Hyvonen, J. T. Huttunen, C. Biasi, H. Nykanen, N. Pekkarinen & P. J. Martikainen, 2008. Bare soil and reed canary grass ecosystem respiration in peat extraction sites in Eastern Finland. *Tellus B*, 60: 200-209.

Siedfeld K. W. & C. C. Venegas, 1980. Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl en Isla Navarino, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 11: 247-257.

Sollins P., 1982. Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington. *Canadian Journal of Forest Research*, 12:18-28.

Tapia C. 2008. Crecimiento y productividad del musgo *Sphagnum magellanicum* Brid. en turberas secundarias de la provincia de Llanquihue, Chile. Tesis de Licenciatura en Agronomía. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. <[en línea]><http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2008/fat172c/doc/fat172c.pdf> (Visitado en Septiembre de 2010).

Thomas, R. Q., Canham, C. D., Weathers, K. C. & Goodale, C. L., 2010. Increased tree carbon storage in response to nitrogen deposition in the US. *Nature Geoscience*. 3: 13-17.

Thormann, M. N. & S. E. Bayley, 1997. Aboveground net primary production along a bog – fen – marsh gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Ecoscience* 4: 374–384.

Trumbore S.E., Bubier J.L., Harden J.W. and Crill P.M. 1999. Carbon cycling in boreal wetlands: a comparison of three approaches. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 104(D22): 27673–27682.

Turunen J., Tomppo E., Tolonen K. & Reinikainen A., 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland: Application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*, 12: 69-80.

Vablen T., Schlegel F. & Escobar B., 1979. Biomass and primary production of *Chusquea culeou* Desv. and *Chusquea tenuiflora* Phil. in Southern Chile. *Bosque* 3(1): 47-56.

Valentini R., Matteucci G., Dolman A. J., Schulze E. D., Rebmann C., Moors E. J., Granier A., Gross P., Jensen N. O., Pilegaard K., Lindroth A., Grelle A., Bernhofer C., Grunwald T., Aubinet M., Ceulemans R., Kowalski A. S., Vesala T., Rannik U., Berbigier P., Loustau D., Guomundsson J., Thorgeirsson H., Ibrom A., Morgenstern K., Clement R., Moncrieff J., Montagnani L., Minerbi S. & Jarvis P. G., 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests *Nature* 404: 861–865.

Van Breemen N., 1995. How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 270-275.

Vande Walle I., Mussche S., Samson R., Lust N., Lemeur R., 2001. The above- and belowground carbon pools of two mixed deciduous forest stands located in East-Flanders (Belgium). *Annals of Forest Science*, 58:507–517.

Vogt K., 1991. Carbon budgets of temperate forest ecosystems. *Tree Physiology*, 9:69–86.

Waddington J. M., Rochefort L. & Campeau S., 2003. *Sphagnum* production and decomposition in a restored cutover peatland. *Wetlands Ecology and Management* 11: 85-95.

Wang, C.K., Yang, J.Y. & Zhang, Q.Z., 2006. Soil respiration in six temperate forests in China. *Global Change Biology* 12:2103–2114.

Warrick R. & Farmer G., 1990. The Greenhouse Effect, Climatic Change and Rising Sea Level: Implications for Development. *Transactions of the Institute of British Geographers New Series*, Vol. 15, No. 1: 5-20.

Weber M., 1999. Kohlenstoffvorräte eines *Nothofagus* - Primärwaldes auf Feuerland *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118: 156-166.

Weishampel P., Kolka R. & King J. Y., 2009. Carbon pools and productivity in a 1km<sup>2</sup> heterogeneous forest and peatland mosaic in Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management* 257:747–754.

Whittaker, R. H., Bormann, F. H., Likens, G. E. & Siccama, T. G., 1974. The Hubbard Brook Ecosystem Study: forest biomass and production. *Ecological Monographs*, 25-67.

Whittaker R. H. & Likens G. E., 1975. The biosphere and man, in: *The Primary Productivity of the Biosphere*, edited by Lieth, H. and Whittaker, R. H., Springer Verlag, New York, 305-328.

Woodwell, G. M., & D. B. Botkin., 1970. Metabolism of terrestrial ecosystems by gas exchange techniques: the Brookhaven approach. In *Analysis of temperate forest ecosystems*. Edited by D. E. Reichle. Springer-Verlag, New York, 73-85.

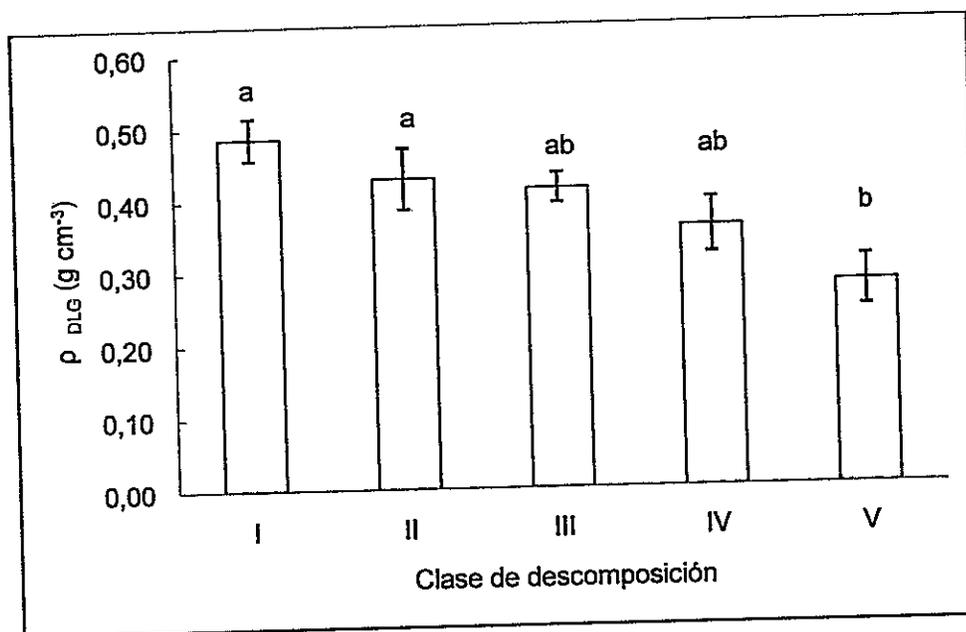
Yang Y. S., Chen G. S., Guo J. F., Xie J. S. & Wang X. G., 2007. Soil respiration and carbon balance in a subtropical native forest and two managed plantations. *Plant Ecology*, 193:71-84.

## 8. ANEXO

### A. Densidad, volumen y masa de DLG en bosque de *N. pumilio*.

Se encontraron diferencias significativas entre las muestras de DLG en distinto estado de descomposición (ANOVA,  $F_{(4, 28)}=5,35$ ;  $P<0,01$ ), las muestras con un estado de descomposición más avanzado presentaron una menor densidad (Fig. 15).

Figura 15. Densidad del detrito leñoso grueso ( $\rho_{DLG}$ ) según clase de descomposición en el bosque de *N. pumilio*. Los valores indican promedio y error estándar.



A partir de los valores de  $\rho_{DLG}$  y el volumen de detrito en cada parcela se procedió a estimar, la masa de detrito leñoso grueso como se muestra a continuación (Ver Tabla 5).

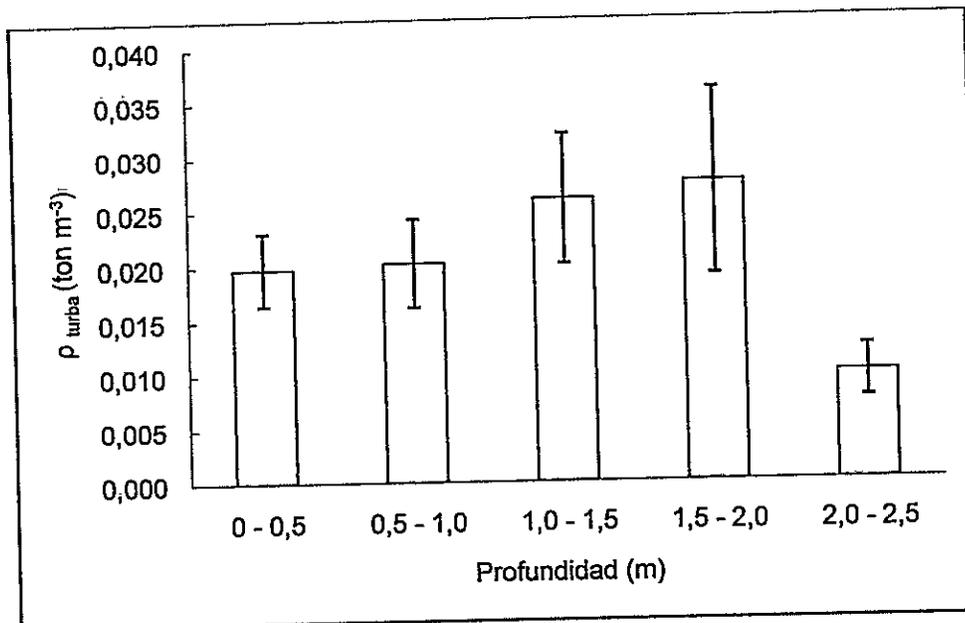
Tabla 5. Densidad ( $\rho$ ), volumen (V) y masa (M) de detrito leñoso grueso (DLG) según clase de descomposición en parcelas de bosque de *N. pumilio*. Valores de  $\rho$  en  $\text{ton}\cdot\text{m}^{-3}$ , V en  $\text{m}^3$  y M en ton.

Clase	Parcela 1			Parcela 2		Parcela 3	
	$\rho_{\text{DLG}}$	$V_{\text{DLG}}$	$M_{\text{DLG}}$	$V_{\text{DLG}}$	$M_{\text{DLG}}$	$V_{\text{DLG}}$	$M_{\text{DLG}}$
I	0,49	0,48	0,24	1,50	0,74	0,82	0,40
II	0,43	1,80	0,77	2,65	1,14	0,46	0,20
III	0,42	4,17	1,75	1,34	0,56	0,55	0,23
IV	0,36	5,56	2,00	5,64	2,03	2,03	0,73
V	0,28	4,71	1,32	5,43	1,52	2,58	0,72
<b>Total</b>			<b>6,08</b>		<b>5,99</b>		<b>2,28</b>

B. Densidad, volumen y masa de turba en la turbera de *S. magellanicum*

No se encontraron diferencias significativas en la densidad de turba a distintas profundidades (ANOVA,  $F_{(4, 25)}=0,72$ ;  $P=0,58$ ), hasta los 2,0 m de profundidad se aprecia un aumento de la densidad de la turba con la profundidad, sin embargo, desde los 2,0 a 2,5 m se aprecia una notable disminución (Fig. 16).

Figura 16. Densidad de la turba a distintas profundidades en la turbera de *S. magellanicum*. Los valores indican promedio y error estándar.



A partir de la densidad de la turba y el cálculo del volumen por unidad de área de turbera se obtuvo que la masa total en la turbera alcanzó las 476 ton ha<sup>-1</sup> (Tabla 6).

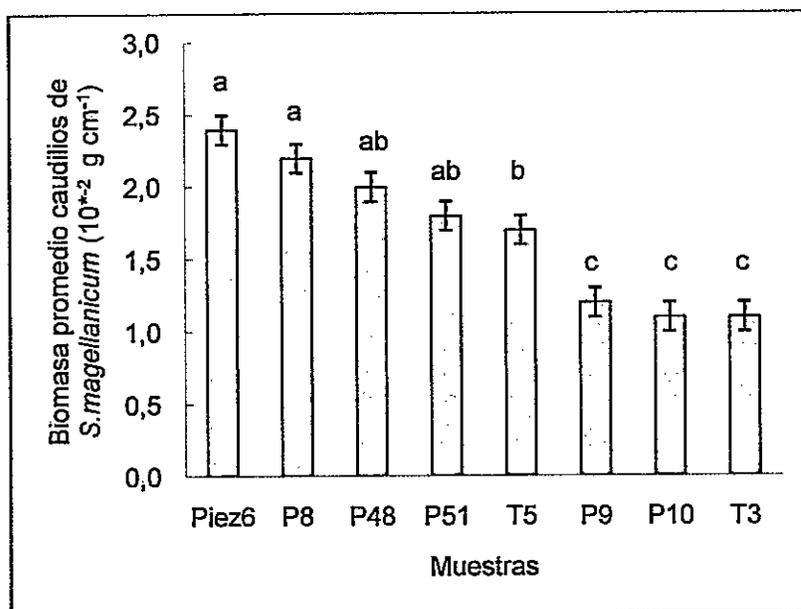
Tabla 6. Volumen y masa promedio de turba en la turbera de *S. magellanicum*.

Profundidad (m)	ρ <sub>turba</sub> (ton m <sup>-3</sup> )	V <sub>turba</sub> (m <sup>3</sup> )	M <sub>turba</sub> (ton)
0 - 0,5	0,020	5000	100
0,5 - 1,0	0,020	5000	100
1,0 - 1,5	0,026	5000	130
1,5 - 2,0	0,028	5000	140
2,0 - 2,06	0,010	600	6
<b>Total</b>			<b>476</b>

### C. Densidad de capítulos y biomasa de caudillos de *S. magellanicum*

La densidad promedio de capítulos de *S. magellanicum* fue de  $1,77 \pm 0,02$  capítulos  $\text{cm}^{-2}$ , no encontrándose diferencias significativas entre las parcelas al interior de la turbera (ANOVA,  $F_{(4,120)}=0,9925$ ,  $P=0,414$ ). La biomasa promedio por unidad de longitud de caudilio de *S. magellanicum* fue de  $1,7 \cdot 10^{-2} \pm 0,1 \cdot 10^{-2}$  g  $\text{cm}^{-1}$ , sin embargo, se encontraron diferencias significativas entre las muestras (ANOVA,  $F_{(7,151)}=23,296$ ,  $P<0,01$ ) (Fig. 17).

Figura 17. Biomasa por unidad de longitud de caudilio de *S. magellanicum*. Los valores indican promedio y error estándar.



### D. Crecimiento de *S. magellanicum*

El crecimiento acumulado de *S. magellanicum* manifestó hasta los primeros 104 días un leve incremento, sin embargo, a los 130 días exhibió un drástico aumento alcanzando un crecimiento acumulado promedio de  $0,62 \pm 0,05$  cm (Fig. 18).

Figura 18. Crecimiento acumulado de *S. magellanicum* en la turbera. Los valores indican promedio y error estándar.

