

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONOMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**EFECTOS DEL MANEJO EN LOS RESERVORIOS DE CARBONO Y LA
VEGETACIÓN DE UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA ISLA GRANDE
DE CHILOÉ, CHILE**

JULIÁN CABEZAS PEÑA

Santiago, Chile

2015

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONOMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**EFECTOS DEL MANEJO EN LOS RESERVORIOS DE CARBONO Y LA
VEGETACIÓN DE UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA ISLA GRANDE
DE CHILOÉ, CHILE**

**EFFECTS OF MANAGEMENT ON CARBON STOCKS AND VEGETATION OF
AN ANTHROPOGENIC PEATLAND IN THE ISLAND OF CHILOÉ, CHILE**

JULIÁN CABEZAS PEÑA

Santiago, Chile

2015

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**EFFECTOS DEL MANEJO EN LOS RESERVORIOS DE CARBONO Y LA
VEGETACIÓN DE UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA ISLA GRANDE
DE CHILOÉ, CHILE**

Memoria para optar al título profesional de:
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

JULIÁN CABEZAS PEÑA

Profesores Guías	Calificaciones
Jorge Pérez Quezada Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.	7,0
Mauricio Galleguillos Torres Ingeniero Agrónomo, M.S., Dr.	7,0
Profesores Evaluadores	
Horacio Bown Intveen Ingeniero Forestal, M.S., Ph.D.	7,0
Luis Morales Salinas Profesor de Ciencias Naturales y Física, Dr.	7,0

Santiago, Chile

2015

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo quisiera agradecer a mis papas por criarme, apoyarme y enseñarme a ser feliz, ¡los quiero mucho!

A mis profesores guías Jorge y Mauricio, por apoyarme en todo durante la tesis y confiar en mí en todo momento, ¡son los mejores!. También a profesores como el Horacio y el Rodrigo, que me ayudaron mucho en mi formación como profesional.

A toda la gente que me ayudó y me acompañó en el desarrollo de mi tesis, ya sea en Chiloé o en el LECS: Ariel, Paul, Paty, Carla, Pedro, Ernesto, Antonia, Iván, Wladi y Yuri, sin toda la buena onda y apoyo esta tesis no habría sido lo mismo. Especiales agradecimientos también al Chino, el Rodrigo y la Aira por ayudarme con el reconocimiento de especies y ser siempre un 7 conmigo. Agradecer también al proyecto FONDECYT 1130935 “Balance de gases de efecto invernadero en un bosque maduro y una turbera secundaria en Nordpatagonia” por hacer posible esta memoria.

A todos los que me acompañaron en el transcurso de mi vida universitaria, mención especial a la Chio, Nati, Ambers, Caracola, Lia, Pancho, Pascal, Sol, Cathi, Gabash y muchísimos otros antumapinos que hicieron de la U los años más entretenidos de mi vida, ¡lo bacilao no me lo quita nadie!.

No se puede dejar de lado a los amigos de la vida, que te apañaron y te van a seguir apañando siempre: Manuel, Greta, Seba, Víctor, Monoku (aguante peñaboys) y Tomás.

A la Sole por darme infinito amor, ¡eres la mejor polola!

Y si menciono a mucha gente es porque el mundo está lleno de gente bacán. Muchas gracias a todos!

INDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
Objetivos	7
Objetivo general	7
Objetivos específicos	7
MATERIALES Y METODOS	8
Área de estudio	8
Muestreo y análisis de la vegetación	9
Medición y análisis de reservorios de carbono	10
Modelación de reservorios de carbono	13
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
Micrositios	17
Vegetación	19
Descripción general.....	19
Comparación entre micrositios	20
Comparación entre tipos de manejo	22
Reservorios de carbono.....	23
Descripción general.....	23
Comparación entre micrositios	26
Comparación entre tipos de manejo	27
Modelación de reservorios de carbono	29
Carbono subterráneo	29
Carbono aéreo	30
CONCLUSIONES	36
BIBLIOGRAFÍA	37
APÉNDICES	47

RESUMEN

Las turberas son un tipo de humedal caracterizado por acumular materia orgánica, denominada turba, lo que los convierte en importantes reservorios de carbono. En Chile, la tala de árboles en zonas de drenaje pobre ha generado ecosistemas inundados, con presencia de musgo del género *Sphagnum*, denominados turberas antropogénicas. En ellos se realizan actividades de manejo productivo tales como extracción de musgo y pastoreo de ganado. Para evaluar los impactos de estas actividades en los stocks de carbono y en la vegetación del ecosistema se establecieron 44 puntos de muestreo en una turbera antropogénica en la isla de Chiloé, Chile; en ellos se cuantificaron los distintos stocks de carbono y variables de estructura y composición de la vegetación. A través del uso de estas variables se clasificó el ecosistema en micrositios para representar y analizar las distintas situaciones de la turbera. Además se desarrollaron modelos predictivos del carbono utilizando datos de campo y percepción remota. Los resultados evidencian un stock de carbono menor al de las turberas naturales, y que existe una amplia variabilidad de condiciones dentro de la turbera. Esta variabilidad, principalmente expresada en el carbono aéreo, genera micrositios dominados por plantas arbustivas, del género *Juncus* o por pastos nativos y exóticos. Se demostró además que el manejo productivo causa una disminución en el carbono acumulado en el reservorio aéreo y en el detrito. Sin embargo, los mayores impactos del manejo productivo se manifestaron en las variables de vegetación, con una disminución de la cobertura total, de la cobertura de plantas arbustivas y herbáceas, y de la altura de la vegetación, además de causar un incremento en la riqueza y en la presencia de especies exóticas. La predicción espacial del carbono aéreo dio resultados significativos utilizando solo índices espectrales ($R^2 = 0,51$), lo que permitió visualizar que el impacto del manejo productivo no es homogéneo, siendo menos intenso en zonas anegadas. Este estudio es el primero que cuantifica los reservorios de carbono en este tipo de ecosistema y propone variables que pueden ser utilizados como indicadores de impactos de las actividades humanas.

Palabras clave. Turbera antropogénica, impactos, manejo, vegetación, reservorios de carbono, percepción remota, Chiloé.

ABSTRACT

Peatlands are a type of wetland characterized by the accumulation of organic matter, called peat, and are important carbon reservoirs. In Chile, logging in areas with poor drainage has produced flooded ecosystems, called anthropogenic peatlands, which contain moss of the genus *Sphagnum*. Productive management activities are conducted in these peatlands, including moss harvesting and livestock grazing. To evaluate the impact of these activities on carbon stocks in the ecosystem and on the vegetation, 44 sampling points were established in an anthropogenic peatland on the island of Chiloé, Chile. Here, different carbon stocks and vegetation structure and composition variables were quantified. These variables were used to classify the ecosystem into microsites to represent and analyze the different conditions in the peatland. In addition, predictive models of aboveground carbon were created using field and remote sensing data. The results revealed a carbon stock smaller than in natural peatlands, and a wide variability of conditions within the peatland itself. This variability, mainly expressed in aboveground carbon, produces microsites dominated by shrubs, rushes of the genus *Juncus* or native and exotic grasses. It was also revealed that productive management causes a decrease in accumulated carbon in the aboveground reservoir and in the debris. However, the greatest impact was found on the vegetation variables, with a decrease in total cover, cover of shrubs and herbaceous plants, and in the height of the vegetation, but an increase in the richness and presence of exotic species. The spatial prediction of aboveground carbon yielded significant results using only spectral indices ($R^2 = 0,51$), where it could be seen that the impact of management is not homogenous, and is less intense in flooded areas. This study is the first to quantify carbon reservoirs in this type of ecosystem and to propose variables that can be used as indicators of the impact of human activities.

Keywords. Anthropogenic peatland, impacts, management, vegetation, carbon stocks, remote sensing, Chiloé.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas que se generan en zonas donde la presencia de agua produce suelos caracterizados por procesos anaeróbicos, por lo que son dominados por una biota adaptada a un estado de inundación (Keddy, 2010). Estos ecosistemas brindan numerosos servicios, entre los cuales se encuentran los de purificación y almacenamiento de agua dulce (Bullock y Acreman, 2003), además de actuar como importantes reservorios de carbono (C) (Zedler y Kercher, 2005). Dentro de esta clasificación se encuentran las turberas, que corresponden a humedales en los que se acumula materia orgánica, que es producida y depositada más rápido de lo que se descompone, llevando a la formación de turba (Gore, 1983), depósito biogénico producido por seres vivos (Roig y Roig, 2004). Esta acumulación se realiza por capas, generando estratos que se descomponen lentamente y en condiciones de reducido contenido de oxígeno (Roig y Roig, 2004), formándose suelos de baja densidad y alto contenido de materia orgánica que se clasifican como histosoles (Wilding *et al.*, 1983). El espesor de turba necesario para clasificar a un ecosistema como turbera difiere entre autores, siendo los valores más comunes entre 30 y 40 cm de espesor (Joosten y Clarke, 2002).

Las turberas se clasifican de múltiples formas, siendo uno de los criterios más generales el que se basa en el origen del agua que alimenta la turbera, clasificándose en minerotróficas y ombrotólicas. Las primeras se caracterizan por recibir aportes de aguas superficiales o subterráneas, en especial cuando las precipitaciones no compensan el balance hídrico, las segundas reciben únicamente aportes de la precipitación por estar elevadas por sobre el terreno circundante (Iturraspe, 2010; Roig y Roig, 2004).

Estos ecosistemas cumplen un importante rol en la regulación del clima a nivel global, estimándose que en los últimos 10.000 años han absorbido $1,2 \times 10^{18}$ Mg de dióxido de carbono (CO₂), convirtiéndose así en uno de los reservorios terrestres de mayor importancia a nivel mundial (Parish *et al.*, 2008). De esta forma, la turba acumulada en estos ecosistemas retendría aproximadamente un tercio del C de los suelos (Moore, 2002; Roig y Roig, 2004; Asada y Warner, 2005), pese a que su representación espacial es de solo un 3% de la superficie continental e insular global (Joosten y Clarke, 2002). Se considera de esta manera que el mantenimiento de estas reservas de C sobre el suelo es prioritaria para la disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Strack, 2008).

A pesar de su baja representación espacial, debido a la cantidad de materia orgánica que acumulan las turberas son muy relevantes en la problemática del cambio climático global, participando en los ciclos de tres tipos de GEI, actuando por un lado como sumideros de CO₂ a través de la acumulación de turba y por otro liberando CH₄ y N₂O debido a los procesos de descomposición anaeróbica. A pesar de esto, en un balance de GEI a largo plazo se ha observado que el efecto como sumidero supera a las emisiones (Whiting y Chanton, 2001; Joosten y Clarke, 2002; Iturraspe, 2010). Sin embargo, cuando estas turberas son degradadas o perturbadas, en especial en usos que consideran el drenaje del terreno para la extracción de turba o agricultura con arado, pueden volverse importantes fuentes de CO₂, (Parish *et al.*, 2008). Las emisiones de gases de efecto invernadero producidas por la degradación y quema de turberas han aumentado considerablemente en

los últimos años y se estima que podrían superar en la actualidad los 2×10^9 Mg C año⁻¹ (Joonsten, 2010). Por consiguiente en el último informe del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC en inglés) (Settele *et al.*, 2014) se determinó que la conservación, restauración y rehumectación de turberas degradadas constituye una medida efectiva para mitigar las pérdidas de C, estando directamente vinculadas al cambio climático (Settele *et al.*, 2014). Por lo mismo se propone la implementación de mecanismos de mercado (como los mecanismos de desarrollo limpio) asociados a actividades de reducción de degradación en turberas (Strack, 2008). Lo anterior requiere de una adecuada cuantificación de los stocks y flujos de C asociados a las distintas clases de turberas (Olivan *et al.*, 2010).

Joosten y Clarke (2002) estiman la superficie de turberas en Chile como un área de 10.470 km², concentrándose en las regiones de Aysén y Magallanes y correspondiendo aproximadamente al 1,4% del territorio continental (Schlatter y Schlatter, 2004). En el sur de Chile, más específicamente en la Región de los Lagos, se pueden encontrar muchos humedales dominados por especies de musgos nativos del género *Sphagnum* (especialmente *Sphagnum magellanicum* Brid.). Estas zonas pueden presentar o no acumulación de turba, pero en general se denominan como turberas (Diaz *et al.*, 2008). Este tipo de turberas, debido a la conformación celular de este género de musgos, poseen una gran capacidad para retener agua (Iturraspe y Roig, 2000) lo que las convierte en un importante reservorio hídrico, en especial en zonas sin mayores aportes nivales como la isla grande de Chiloé (Diaz *et al.*, 2008). Además, las turberas dominadas por *Sphagnum sp.* poseen un alto potencial de almacenamiento de C, explicado principalmente por la lenta descomposición de este material (Heijmans *et al.*, 2002).

La explotación de estas turberas en la Región de los Lagos se realiza desde larga data, utilizando la turba como combustible, sin embargo, desde finales del siglo XX (aproximadamente en el año 1996), debido a la demanda de actividades como horticultura o floricultura, se inició una explotación del musgo de la primera estrata de la turbera. Desde ese periodo hasta el año 2010 las exportaciones aumentaron 29 veces debido a una alta demanda externa, llegando a un valor de aproximadamente 13 millones de dólares en el último año, lo que equivale a 3.900 toneladas de musgo seco (Agüero, 2013). La extracción sin control de este recurso ha ocasionado efectos ambientales irreversibles, que van más allá del agotamiento del musgo y el empobrecimiento de los productores, generando impactos sobre el ciclo del C y la hidrología local, erosión de paisaje y pérdida de biodiversidad (Zegers *et al.*, 2006; Diaz y Delano, 2012).

En Nueva Zelanda y Australia, dos de los principales productores de musgo, se han realizado estudios para evaluar los impactos de la cosecha de este recurso, evidenciando una baja en la tasa de crecimiento del musgo, una baja en biomasa total y una menor regeneración de especies leñosas que crecen en la turbera (Whinam *et al.*, 2003; Whinam y Buxton 1997; Buxton *et al.*, 1996). Se observa además que la cosecha de musgo, al limitar el establecimiento de otras especies, ha contribuido a mantener esta dominancia de *Sphagnum sp.* (Whinam *et al.*, 2003).

Otro de los usos que se le dan a estos ecosistemas es la introducción de ganado. En el hemisferio norte se ha evidenciado que la introducción de ganado ovino en las turberas genera alteraciones en el balance de C, aumentando las emisiones de GEI (Worrall y Clay,

2012; Clay y Worrall, 2013). Van der Knaap *et al.* (2011) plantean además que uno de los posibles impactos del pastoreo sería un cambio en el tipo de vegetación dominante, favoreciendo el establecimiento de monocotiledóneas de baja altura por sobre las formaciones de *Sphagnum sp.* Otros estudios como el de Bardgett *et al.* (1995) y Critchley *et al.* (2008) indican que el sobrepastoreo causaría un reemplazo de la vegetación arbustiva a una vegetación herbácea dominada por pastos competitivos, esto debido a que el ganado tiende a facilitar la dispersión de herbáceas exóticas, generando perturbaciones que favorecen a estas especies, y al hecho de que muchas plantas invasoras tienen una baja palatabilidad por el ganado, lo que favorece su supervivencia (Vavra *et al.*, 2007).

En la zona de Chiloé y producto de una acelerada colonización, se quemaron o talaron grandes extensiones de zonas forestales para utilizarlas como recurso o habilitar las tierras para la agricultura o ganadería. Como resultado de esto, áreas de drenaje pobre fueron colonizadas por musgos del género *Sphagnum* (principalmente *S. magellanicum*) o por matorrales sucesionales (Díaz *et al.*, 2007; Díaz y Armesto, 2007). Estas zonas tienen numerosos nombres, entre ellos “pomponales” o “turberas secundarias”. Para efectos de esta investigación se adoptará el término de “turberas antropogénicas” utilizado por Díaz *et al.* (2008). Estas turberas, debido a lo reciente de su formación, no poseen grandes acumulaciones de turba y su composición florística difiere considerablemente de las turberas naturales (Díaz *et al.*, 2008). En estos ecosistemas se registraron tasas de acumulación de C reciente mayores a las de las turberas de origen glaciar (naturales) debido a que las turberas antropogénicas, al ser ecosistemas más nuevos, estarían más activos (León y Oliván, 2014). Esto cobra relevancia considerando que la extracción de musgo *Sphagnum* se realiza principalmente en este tipo de turberas (Zegers *et al.*, 2006; Valenzuela-Rojas y Schlatter, 2004).

Se han propuesto distintos mecanismos de mercado para regular los posibles impactos que las turberas antropogénicas estarían sufriendo, como el pago por servicios ambientales (Oliván *et al.*, 2010; León *et al.*, 2012). Sin embargo, para poder llevar a cabo este tipo de compensación se requiere de una base de conocimiento acerca de estos ecosistemas, poco estudiados en general (León, 2012). La única referencia que se encuentra en la literatura es el trabajo realizado por Buxton *et al.* (1996) en Nueva Zelanda. En ese país, al igual que en Chile, la extracción del recurso *Sphagnum* se realiza mayoritariamente en áreas altamente intervenidas, como zonas de drenaje pobre donde la tala de árboles llevó al establecimiento de *Sphagnum sp.*, formando un ecosistema similar a una turbera antropogénica. Sin embargo, el estudio se centra en las implicancias de esta actividad en el recurso más que en las implicancias ecológicas del manejo productivo.

El estudio del C contenido en las turberas en muchos casos se realiza utilizando herramientas de análisis espacial. Así, en variadas investigaciones se utilizan interpolaciones o variables predictoras para modelar la profundidad de las turberas, demostrando que este parámetro está fuertemente influenciado por la topografía local (Parry *et al.*, 2012). Varios estudios han obtenido buenos resultados al modelar la profundidad de turba, su densidad y contenido de C (Parry y Charman, 2013; Parry *et al.*, 2012). Es común además la aplicación de herramientas de interpolación como kriging para calcular el contenido de C en grandes extensiones de terreno, como las turberas de Dinamarca (Djurhuus *et al.*, 2005).

El uso de la percepción remota para el mapeo de este tipo de ecosistemas también es común, siendo frecuente el uso de imágenes multiespectrales como SPOT o Landsat para su identificación y monitoreo (Adam *et al.*, 2009). Además es posible clasificar biotipos e identificar cambios en la biodiversidad a gran escala debido a perturbaciones antrópicas u otras causas (Middleton *et al.*, 2012). De esta forma, se utilizan técnicas de clasificación supervisada para realizar una delimitación inicial de las turberas, para posteriormente calcular el contenido de C total del ecosistema extrapolando mediciones puntuales de contenido de C por área (Weissert y Disney, 2013). De similar forma, Akumu y McLaughlin (2014) utilizaron imágenes SPOT 5 para delimitar y clasificar los distintos tipos de turberas en una porción de la cuenca del río Nayshlootayaow en Ontario (Canadá), obteniendo clasificaciones que les permitieron calcular el contenido de C por tipo de turbera.

Una de las aplicaciones más importantes de la percepción remota es la cuantificación de la biomasa en la vegetación verde, detectando sus cambios y patrones para un mejor análisis y toma de decisiones, en especial considerando que en casos de cambios de uso de suelo o degradación, esta biomasa puede convertirse en una importante fuente de GEI (Lu, 2006; De Araujo Barbosa *et al.*, 2015). Al respecto, la biomasa o C aéreo de las turberas no es frecuentemente estimada, dado que el reservorio subterráneo es de mayor importancia (Gore, 1983), aunque en el caso de las turberas antropogénicas en particular se observa un importante crecimiento de vegetación vascular sobre el sustrato, que puede actuar como indicador de sucesión, por lo que se considera como un indicador importante del estado del ecosistema. La predicción espacial o cartografía de biomasa aérea ha sido realizada con éxito en humedales dominados por vegetación herbácea, siendo el uso de índices espectrales derivados de información satelital de alta resolución espacial la principal fuente de información para generar modelos predictivos (Mutanga *et al.*, 2012; Ling *et al.*, 2014).

Por lo antes expuesto, esta investigación busca evaluar los efectos de distintos tipos de manejo en una turbera antropogénica en la isla grande de Chiloé (Región de Los Lagos, Chile), comparando entre un manejo productivo de pastoreo y extracción del musgo *Sphagnum* y un manejo de conservación, analizando la distribución del C en los distintos componentes del ecosistema y determinando si los distintos manejos pueden influir en los reservorios. Además, se investigarán posibles efectos del manejo en la composición y estructura de la vegetación, como la modificación en las coberturas vegetacionales o la introducción de especies exóticas. Adicionalmente se busca el uso de herramientas de análisis espacial que permitan el mapeo de los reservorios de C para su posterior análisis. De esta manera se espera que el manejo productivo de la turbera tenga un alto impacto en los reservorios de C, particularmente en el contenido en la biomasa aérea, aumentando además la presencia de especies exóticas. A su vez planteamos que es posible modelar la distribución espacial de los reservorios de C a partir de información espectral y de terreno.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar los efectos del manejo en los reservorios de carbono y la vegetación de una turbera antropogénica.

Objetivos específicos

Estimar y analizar el contenido de carbono por componente del ecosistema.

Caracterizar y analizar la composición y estructura de la vegetación.

Modelar los patrones espaciales de los reservorios de carbono utilizando análisis geoestadísticos y percepción remota.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el norte de la Isla grande de Chiloé, en la Región de los Lagos de Chile (Figura 1). Específicamente, corresponde a una turbera antropogénica ubicada en el predio de la Estación Biológica Senda Darwin (en adelante EBSD) ($41^{\circ}52' S$, $73^{\circ}40' W$) y en el predio vecino. Este ecosistema tiene origen en la tala y quema del bosque de tepú (*Tepualia stipularis* (Hook. & Arn.) Griseb.) que se encontraba en la zona, dejando descubierto un suelo de drenaje pobre que fue colonizado por las especies de *Sphagnum sp.* (Díaz *et al.*, 2007; Díaz *et al.*, 2008). Se estima que la acumulación de materia orgánica comenzó en el año 1900 (León, 2012).



Figura 1. Ubicación de la EBSD.

Según la clasificación de Di Castri y Hajek (1976), el área de estudio está ubicada en una zona de clima templado con fuerte influencia oceánica que cuenta con un periodo seco durante el verano. Según datos de nueve años de la estación meteorológica de la EBSD, se registra una temperatura media de $10^{\circ}C$ y precipitaciones de 2.110 mm al año (Carmona *et al.*, 2010).

La turbera antropogénica en estudio se ubica al noreste de la estación biológica y tiene un área aproximada de 15,86 ha, de las cuales 5,43 ha están ubicadas en el predio de la EBSD (Figura 2), en las que se desarrolla un manejo de conservación, por lo que durante los

últimos 20 años esta zona solo ha sido utilizada con fines de investigación (Carmona *et al.*, 2010), aunque la instalación del cerco que delimita el terreno se realizó hace solo 8 años. El resto de la turbera (10,42 ha) corresponde al predio vecino, donde se realiza un manejo productivo correspondiente a la extracción artesanal de musgo *Sphagnum* con fines comerciales (se extraen cuatro sacos de musgo húmedo al mes, lo que corresponde aproximadamente a 80 kg de peso húmedo). Adicionalmente el lugar se utiliza para el pastoreo de 4 bueyes de carga, lo que correspondería, según el factor de conversión de 1,35 indicado por el National Resources Conservation Service (1997), a 5,4 unidades animales (UA), por lo que la carga animal sería de aproximadamente a 0,51 UA ha⁻¹. Estas dos actividades se realizan principalmente en la época estival.

Muestreo y análisis de la vegetación

Debido a que la vegetación presente en las turberas posee una alta heterogeneidad espacial (Ulanowski y Branfireun 2013; Bridgham *et al.*, 1996), se utilizó un muestreo sistemático con el objetivo de representar adecuadamente este ecosistema. Así, para ajustar los puntos de muestreo con la resolución espacial de las imágenes Landsat 8 (30 m) se estableció una grilla regular con intervalos de 60 m en los que se determinaron 44 puntos de muestreo (Figura 2). El primer punto desde el cual se estableció la grilla fue situado en un vértice del pixel de una imagen Landsat 8.

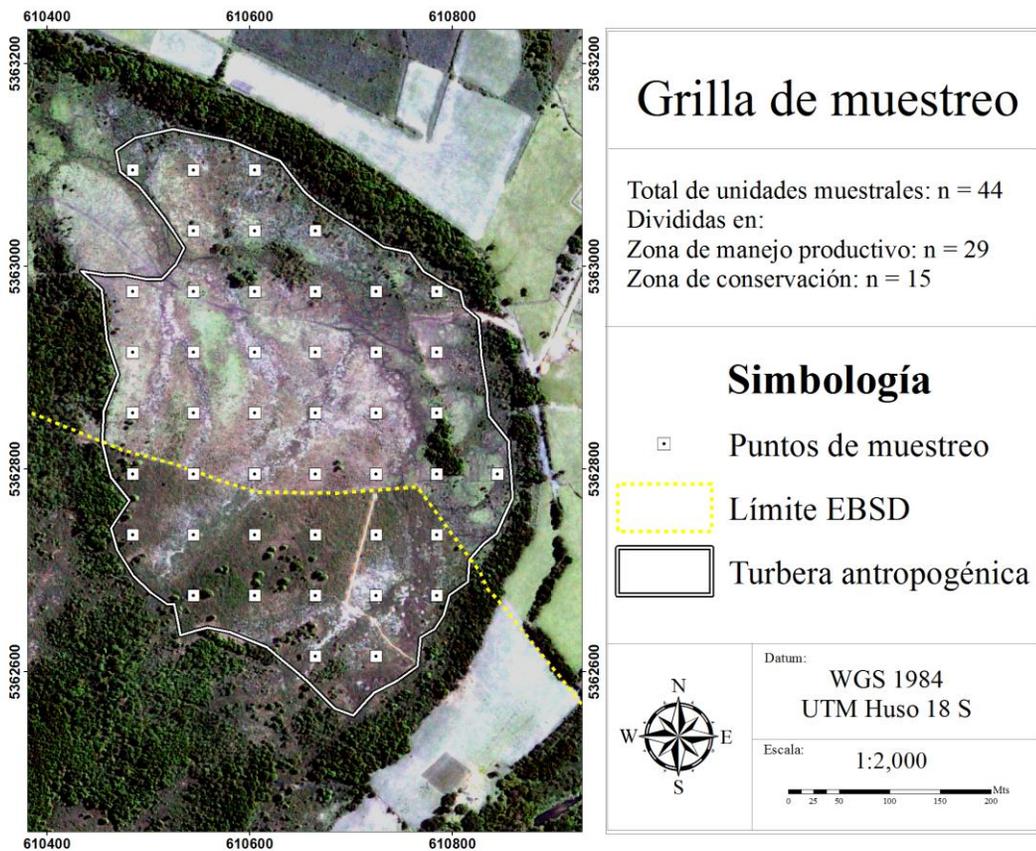


Figura 2. Grilla de muestreo con 44 puntos de muestreo espaciados a 60 m de disposición rectangular.

Para caracterizar la vegetación se utilizaron cuadrantes de 2×2 m en cada punto de muestreo (Ulanowski y Branfireun, 2013; Diaz *et al.*, 2008; Wassen *et al.*, 1990). En estos cuadrantes se identificaron las especies existentes y se determinó la cobertura de cada una; calculando adicionalmente la cobertura total y la cobertura de plantas arbustivas y herbáceas. Sólo se trabajó con plantas vasculares debido a que son principalmente éstas las que aportan en términos de biomasa. Así, se calculó la riqueza de cada cuadrante y el número y porcentaje de especies exóticas presentes. Adicionalmente, se midió la altura de la vegetación en nueve puntos de cada cuadrante (vértices, puntos medios de cada lado y un punto central) (Figura 3).

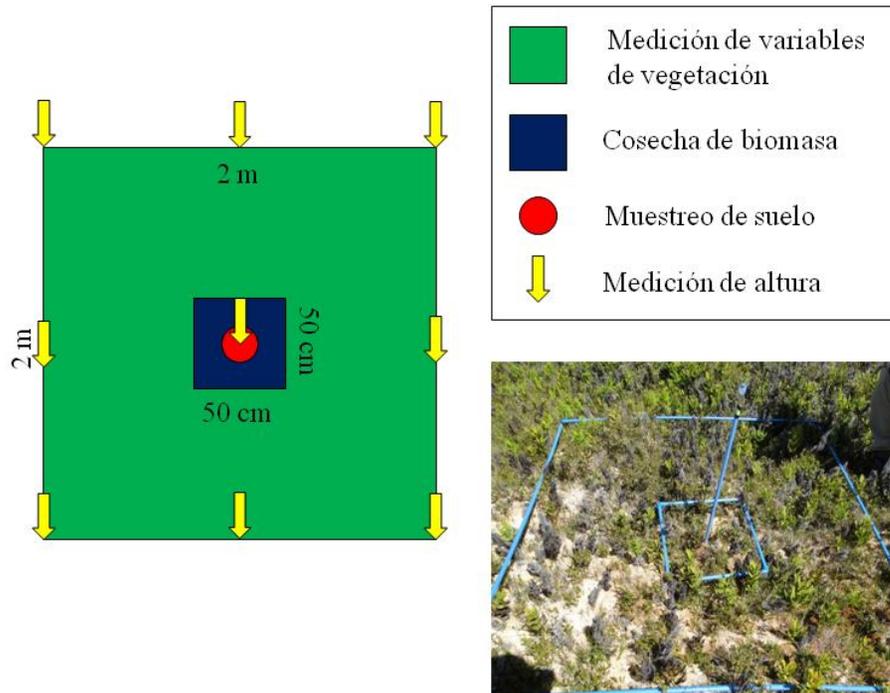


Figura 3. Diseño y foto del muestreo.

Para analizar los datos de vegetación se analizaron los hábitos y familias de las especies encontradas en el muestreo, así como su origen. Adicionalmente se realizó un promedio de las coberturas encontradas para determinar las especies más abundantes en el ecosistema, así como las de mayor frecuencia. Como estimador de equidad o uniformidad se calculó el índice de Shannon-Wiener (Shannon, 1949).

Medición y análisis de reservorios de carbono

Para muestrear la biomasa y contenido de C, el reservorio total se separó en dos componentes: un reservorio aéreo, que corresponde a la flora vascular que crece sobre el sustrato, y un reservorio subterráneo, que corresponde a la turba, musgo vivo, detrito (fino y grueso) y los troncos enterrados, remanentes de la quema del bosque.

Para muestrear el reservorio compuesto por plantas vasculares se utilizó un muestreo correspondiente a la cosecha total de la biomasa en 0,25 m² en el centro de los cuadrantes de muestreo (Figura 3) (Bubier *et al.*, 2006; Moore *et al.*, 2002). Se muestrearon por separado las plantas herbáceas y arbustivas, pesando en terreno la biomasa total de cada componente y obteniendo submuestras, que también fueron pesadas y posteriormente secadas en un horno a 70 °C durante 72 horas, obteniendo la masa seca y por consiguiente el porcentaje de humedad de la muestra. Así, se obtuvo la biomasa seca del cuadrante y se extrapoló a kg m⁻².

Para muestrear la masa del reservorio subterráneo se realizó un muestreo en el punto central de los cuadrantes (Figura 3), utilizando un barreno de turba (Eijkelkamp, modelo Peat Sampler, Giesbeek, Holanda), con el que se extrajeron muestras cilíndricas de 52 mm de diámetro. Para separar los componentes de este reservorio se utilizó una metodología basada en la clasificación propuesta por Von Post (1924), la cual corresponde a una escala de 10 grados de humificación (H1 a H10) en el que H1 corresponde al musgo con componentes vivos y el H10 a una turba completamente descompuesta. Comprimiendo esta escala a los grados R1 (turba ligeramente descompuesta o turba ligera), R2 (turba medianamente descompuesta o turba oscura) y R3 (turba completamente descompuesta o turba negra), correspondientes a los grados de humificación H1-H3, H4-H6 y H7-H10 de la escala de Von Post respectivamente (Domenico y Delicato 1996; Raviv *et al.*, 2002). Para efectos del análisis estos tres componentes serán considerados como suelo. También se consideró la capa correspondiente al musgo vivo que se encuentra en la superficie (la clave elaborada para la separación se indica en el Cuadro 1). El detrito fino (menor a 5 mm de diámetro), debido a que en muchos casos se mezclaba con el musgo, se consideró como un estrato separado en el caso de existir y ser claramente identificable, dentro del área formada por la circunferencia del barreno. En terreno se midió el espesor de cada estrato y se obtuvo una submuestra de cada material, la que fue pesada en terreno.

Cuadro 1. Clave utilizada para separar los componentes.

Componente	Agua que escurre al estrujar el material	Reconocimiento de partes vegetales
Musgo vivo	Incolora, casi transparente	Se reconocen perfectamente las plantas (vivas)
R1	Ligeramente turbia	Se reconocen fácilmente partes de plantas
R2	Marrón o Turbia	Es difícil reconocer partes de las plantas, se reconocen mayoritariamente raíces
R3	Nada de agua liberada o solo una pequeña cantidad de agua turbia	No se reconocen partes de las plantas

Adaptado y modificado de Von Post (1924)

Las submuestras fueron secadas en un horno a 70 °C durante 72 horas, se calculó su masa seca en una balanza y, utilizando el volumen de la muestra (diámetro del barreno por altura) y el peso seco, se obtuvo la densidad aparente de material. La masa total del componente en el cilindro formado por el barreno se determinó multiplicando el espesor del estrato, el área formada por el cilindro del barreno y la densidad del material, extrapolándola posteriormente a kg m⁻².

Ciertos componentes de escasa presencia en el ecosistema, como los troncos enterrados en la turbera, el detrito grueso (troncos o ramas de más de 5 mm de diámetro) y la biomasa arbórea, se muestrearon a través de su cosecha en el cuadrante de 0,25 m². En el caso de los troncos se verificó su presencia con el uso de una varilla y se desenterró de ser necesario; para cosechar la biomasa arbórea, se proyectó el cuadrante y se cosechó el material que se encontraba en esa proyección; la masa total fue pesada en terreno, luego secada a 70 °C durante 72 horas, obteniendo el porcentaje de humedad y el peso seco (extrapolado a kg m⁻²). Las mediciones de biomasa aérea y vegetación se realizaron en el mes de Enero 2014 y las de reservorio subterráneo en el mes de Abril del mismo año.

Para obtener la fracción de C de los componentes más comunes de la biomasa aérea (herbáceas y arbustivas) y del reservorio subterráneo (Musgo vivo, R1, R2 y R3), se elaboraron 5 muestras compuestas por componente, utilizando 5 puntos de muestreo al azar en cada caso, de las cuales se extrajo una submuestra de 10 g, la que fue molida, mezclada y procesada en un analizador elemental (Carlo Erba, modelo NA2500, Milán, Italia) para determinar su contenido de C. En el caso de los componentes detrito fino, detrito grueso, troncos enterrados y biomasa arbórea, se siguió el mismo procedimiento pero utilizando 3 muestras compuestas para cada uno, debido a su baja presencia en los puntos de muestreo. Seguidamente el contenido de C para cada componente (kg C m⁻²) se obtuvo multiplicando la fracción de C del componente con la masa obtenida.

Para analizar la alta heterogeneidad de condiciones abióticas y bióticas encontradas en terreno, así como de la composición de la vegetación y la magnitud de los stocks de C, se clasificó el ecosistema en micrositios que reflejaran distintos estados. Para realizar el análisis y obtener los micrositios se utilizó un algoritmo de análisis de “clusters” basado en el método de k medias (Hartigan y Wong 1979). Con este análisis se buscó identificar micrositios que contaran con características diferenciadas. Por lo tanto, después de un estudio exploratorio de las posibles variables a utilizar, se escogieron las variables de C total de plantas arbustivas y de plantas herbáceas, por encontrarse directamente relacionadas con el objetivo de estudio y el tipo de vegetación presente en una zona. Para realizar esto en primer lugar se estandarizaron las variables utilizando el método de z-scores (Mohamad y Usman 2013), posteriormente se realizó el análisis considerando un número de “clusters” (k) que minimizara la suma de cuadrados dentro de los grupos y que permita su adecuado análisis, para lo cual se interpretó el gráfico de suma de cuadrados interna vs. número de “clusters”.

Para comprobar las diferencias entre medias de las variables de los micrositios se utilizaron pruebas de hipótesis. Para verificar los supuestos se utilizaron los test de Shapiro y Wilk (1965) (normalidad) y Bartlett (1937) (homocedasticidad). Dado que en la mayoría de los casos no se cumplían los supuestos del análisis de varianza se utilizó el test no paramétrico de Kruskal y Wallis (1952) y el test de Dunn (1964) para realizar las comparaciones múltiples con la corrección de Bonferroni descrita por Dunn (1961) para disminuir el error de tipo I (Rice, 1989).

Para realizar la comparación entre manejos (conservación y productivo) se tomaron todas las variables antes descritas y se utilizó el test no paramétrico de Wilcoxon (1945) (dado que tampoco se cumplieron los supuestos de normalidad u homocedasticidad) con el fin de

determinar qué variables son significativamente distintas entre los tipos de manejo, analizando además las especies dominantes por uso y su relación con los micrositios. Los reservorios de C correspondientes a la biomasa arbórea y los troncos enterrados no fueron considerados en el análisis ya que su aparición en los puntos de muestreo fue muy escasa.

Modelación de reservorios de carbono

Para modelar la distribución espacial de los reservorios de C se generaron modelos predictivos de los reservorios de C aéreo y subterráneo. El C subterráneo (suma del C contenido en el musgo vivo, el detrito y los estratos R1, R2 y R3) se modeló a través de kriging ordinario, un método geoestadístico clásico y ampliamente utilizado en turberas naturales (Stahlhut y Rieley, 2007) utilizando las variables C subterráneo (kg m^{-2}) y profundidad de suelo (cm) como un indicador indirecto. Para verificar que las variables tuvieran autocorrelación espacial, se utilizó el índice de Moran (1950). La predicción a través de kriging fue validada a través del método de validación cruzada “Leave one out cross validation” (LOOCV), comparando los valores predichos con los valores observados y obteniendo el coeficiente de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE).

El C aéreo (C de plantas arbustivas y herbáceas) se modeló utilizando predictores derivados de la percepción remota. Estas variables predictoras se obtuvieron utilizando una imagen del sensor OLI a bordo del satélite Landsat 8 de fecha 24 de Diciembre del año 2013, y una imagen Pleiades 1B de fecha 28 de Enero del 2014.

Se trabajó con cuatro distintas resoluciones espaciales, con 30 y 15 m para el sensor OLI y con 2 m y 50 cm en el caso de Pleiades. Las resoluciones más finas corresponden a las imágenes pancromáticas de ambos sensores. Para aumentar la resolución de las imágenes en ambos casos se utilizó una fusión con el método Gram-Schmidt (Laben y Brower, 2000). Las imágenes fueron corregidas radiométricamente utilizando los coeficientes entregados en los metadatos de cada una de las imágenes y atmosféricamente con el algoritmo FLAASH (“Fast Line-of-sight Atmospheric Adjustment of Spectral Hypercubes”) (Matthew *et al.*, 2000) y dado que la zona no tiene mayores relieves no se utilizó una corrección topográfica. Todo el preprocesamiento de imágenes se llevó a cabo en el software Envi 5.1 (Exelis Visual Information Solutions, Boulder, Colorado).

Para obtener las variables predictoras del modelo se utilizaron los valores de reflectancia de todas las bandas y se calcularon diversos índices vegetacionales y transformaciones (Cuadro 2). El valor para cada punto de muestreo se obtuvo extrayendo el valor del pixel con una interpolación bilineal. Adicionalmente, para cada una de estas variables se calculó la desviación estándar local del pixel con respecto a sus vecinos en un cuadrante de 3×3 , esta variable fue considerada como de textura como lo señalan Kelsey y Neff (2014). Considerando las cuatro resoluciones espaciales de análisis, un total de 223 variables espectrales fueron obtenidas. Adicionalmente se incluyeron cuatro variables medidas en terreno y cuatro variables de distancia a sectores clave de la turbera, descritas en el Cuadro 2. Todos los índices fueron calculados utilizando el software ArcGis 10.1 (ESRI, Redlands, California).

Cuadro 2. Predictores utilizados (se indica con una X cuando el índice puede ser calculado para el sensor).

Índice o Variable	Abreviación*	Referencia	OLI	Pleiades
VARIABLES ESPECTRALES				
Banda: Aerosol costero	CA	-	X	
Banda: Azul	B	-	X	X
Banda: Verde	G	-	X	X
Banda: Rojo	R	-	X	X
Banda: NIR	NIR	-	X	X
Banda: SWIR 1	SWIR1	-	X	
Banda: SWIR 2	SWIR2	-	X	
Normalized Difference Vegetation Index	NDVI	Silleos <i>et al.</i> (2006)	X	X
Green Normalized Difference Vegetation Index	GNDVI	Gitelson <i>et al.</i> (1996)	X	X
All Normalized Difference Vegetation Index	Banda1-Banda2-ND	Mutanga <i>et al.</i> (2012)	X	X
Transformed vegetation Index	TVI	Silleos <i>et al.</i> (2006)	X	X
Shortwave angle slope index	SASI	Khanna <i>et al.</i> (2007)	X	
Angle at NIR	ANIR	Khanna <i>et al.</i> (2007)	X	
Tasseled Cap Transformation: Greenness	TCT-G	Baig <i>et al.</i> (2014)	X	
Tasseled Cap Transformation: Brightness	TCT-B	Baig <i>et al.</i> (2014)	X	
Tasseled Cap Transformation: Wetness	TCT-W	Baig <i>et al.</i> (2014)	X	
Modified Soil Adjusted Vegetation Index	MSAVI2	Qi <i>et al.</i> (1994)	X	X
Difference Vegetation Index	DVI	Ling <i>et al.</i> (2014)	X	X
Simple Ratio	SR	Ling <i>et al.</i> (2014)	X	X
Modified Simple Ratio	MSE	Haboudane <i>et al.</i> (2004)	X	X
Renormalized Difference Vegetation Index	RDVI	Haboudane <i>et al.</i> (2004)	X	X
Triangular Vegetation Index	TriVI	Broge y Leblanc (2000)	X	
Enhanced Vegetation Index	EVI	Huete <i>et al.</i> (2002)	X	X
Soil Adjusted Vegetation Index	SAVI	Huete <i>et al.</i> (1997)	X	X

(continúa)

*Cuando la variable corresponde a la desviación estándar local de los píxeles se agrega (DE) a la abreviación

Cuadro 2 (continuación)

Índice o Variable	Abreviación	Referencia	OLI	Pleiades
VARIABLES DE TERRENO				
Altura de la vegetación en el punto central del cuadrante	Altura_Veg_C			
Promedio de la altura de la vegetación en 9 puntos del cuadrante	Altura_Veg			
Cobertura de plantas arbustivas	Cob_Arb			
Cobertura de plantas herbáceas	Cob_Her			
VARIABLES DE DISTANCIA				
Distancia a la cerca	Dis_Cer			
Distancia al camino	Dis_Cam			
Distancia al parche principal del bosque (oeste)	Dis_P_Bos			
Distancia al bosque (considerando los pequeños parches en el borde de la turbera)	Dis_Bos			

Dadas las distintas condiciones de uso, se realizaron modelos considerando tres subconjuntos de observaciones. Así se generaron modelaciones para el total del datos ($n = 44$), para los datos en la zona de conservación ($n = 15$) y para los datos en la zona de manejo productivo ($n = 29$), buscando el mejor ajuste y los mejores predictores en cada uso. También se probó con distintos subconjuntos de predictores, generando modelos sólo con las variables espectrales o con las variables espectrales, de distancia y de terreno (todas las variables). Se consideraron entonces 2 subconjuntos de predictores (Variables espectrales y todas las variables) y 3 subconjuntos de datos (Total, manejo productivo y conservación), lo que da un total de seis modelos generados.

Para generar los modelos predictivos de C aéreo, en primer lugar se graficó el histograma de la variable y se calcularon estadísticas descriptivas para poder analizar los resultados. Dada la alta cantidad de variables a considerar, se realizó en primer lugar un análisis exploratorio a través del algoritmo de clasificación de árboles de regresión “Random Forest” (RF) (Breiman, 2001) para seleccionar un subconjunto de predictores (Ceballos *et al.*, 2015). Para eso se generó un procedimiento de “bootstrapping” de 1000 iteraciones en el que se evaluó un modelo RF con distintos subconjuntos aleatorios de las observaciones desde los $2/3$ de la muestra hasta su totalidad; en cada iteración se calculó la importancia de cada variable en términos del porcentaje de incremento del error cuadrático medio (%IncMSE). Para obtener un subconjunto de predictores se escogieron las 15 variables con mayor %IncMSE promedio entre estas 1000 iteraciones.

Una vez obtenido este subconjunto, se aplicó un método de “Best Subset Regression” (Goodenough *et al.*, 2012), transformando la variable respuesta a su logaritmo natural para cumplir con los supuestos de los modelos lineales. De esta forma, se evaluaron todas las regresiones posibles, eligiendo a través del coeficiente de determinación ajustado (R^2 adj) el mejor ajuste con la menor cantidad de predictores. Para obtener modelos robustos y evitar el sobreajuste (over-fitting) generado por predictores co-lineales se evaluó la multicolinealidad utilizando el “Variance Inflation Factor” (VIF), procurando que ningún

predictor tuviera un VIF mayor a 10 y que el promedio de estos valores no fuera significativamente mayor a 1 (Chatterjee *et al.*, 2000). Para comprobar los supuestos del método se utilizó un test de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965) a los residuos de la regresión y un test de Moran para comprobar que no existiese autocorrelación espacial de los mismos (Cliff y Ord, 1972), dado que de existir el modelo estaría sesgado espacialmente. En los casos en los que el modelo no cumpliera con alguno de los supuestos (en especial la multicolinealidad), fue necesario seleccionar un modelo con menor cantidad de variables, siempre ajustándose a las alternativas sugeridas por el método BSR.

Una vez obtenido el modelo final, se re-transformó la variable utilizando el estimador de Smearing (Duan, 1983) para evitar el sesgo de re-transformación. Con los valores predichos en la escala original se calculó el R^2 , el RMSE y la raíz del error cuadrático medio en términos relativos (RRMSE), dividiendo el RMSE por la media de las observaciones. Adicionalmente se ejecutó un procedimiento de LOOCV para obtener valores de R^2 y RMSE que validaran el modelo y dieran cuenta de su estabilidad.

Para escoger los mejores modelos para predecir los reservorios de C, en función de los predictores utilizados, se utilizaron el “Akaike information criterion” (AIC) y el “Bayesian information criterion” (BIC) (Posada y Buckley, 2004), sin embargo ambos índices dieron resultados similares, por lo que solo se presenta el AIC. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el software R 3.1.2 (R Core Team, Vienna, Austria); el nivel de significancia utilizado fue de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Micrositios

Los resultados de múltiples iteraciones de agrupación de los datos indicaron que el número apropiado de grupos sería de 4 a 5, dado que desde ese punto la suma de cuadrados tiende a estabilizarse (Apéndice 1). El procedimiento, utilizando un número de “clusters” igual a 5, deja una unidad de muestreo separada del resto dada su alta biomasa arbustiva y herbácea, por lo que se le consideró como “outlier”. Para poder realizar los análisis estadísticos propuestos y disminuir el número de micrositios, esta unidad muestral (micrositio E) se incluyó al “cluster” de mayor similitud, que en este caso corresponde al micrositio A, caracterizado por tener un alto stock de C en plantas arbustivas con respecto al C en plantas herbáceas (Figura 4).

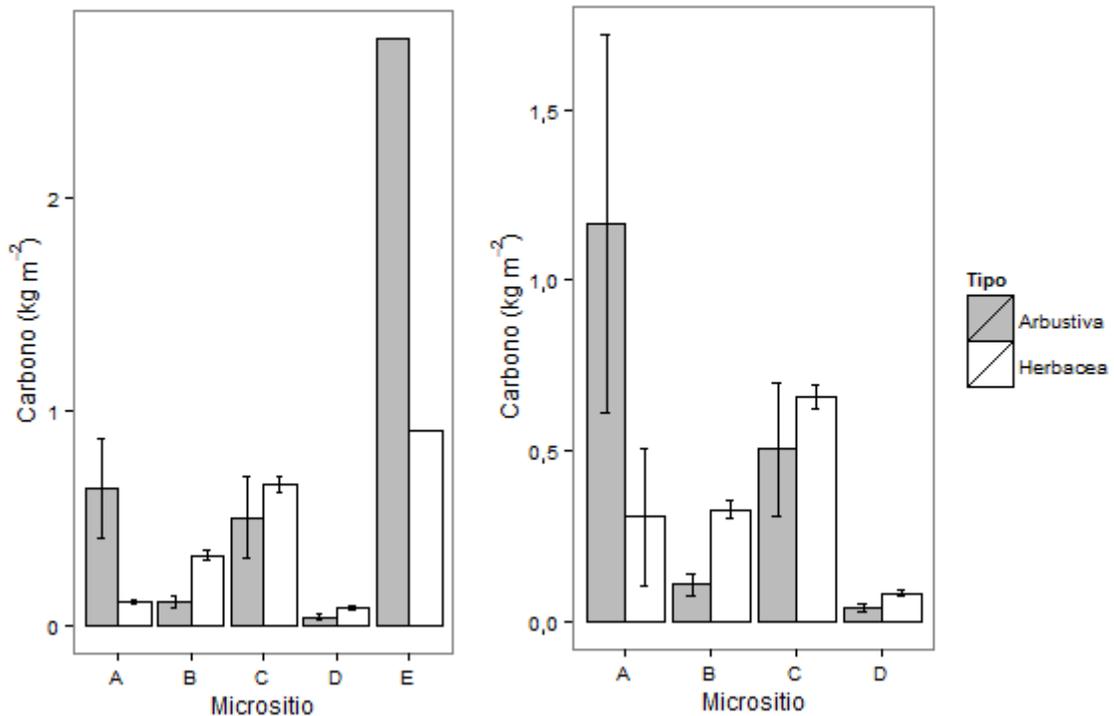


Figura 4. Gráficos del contenido de C (kg m⁻²) según micrositio (media ± EE). Izquierda: clasificación preliminar utilizando 5 clusters; derecha: clasificación final de 4 micrositios.

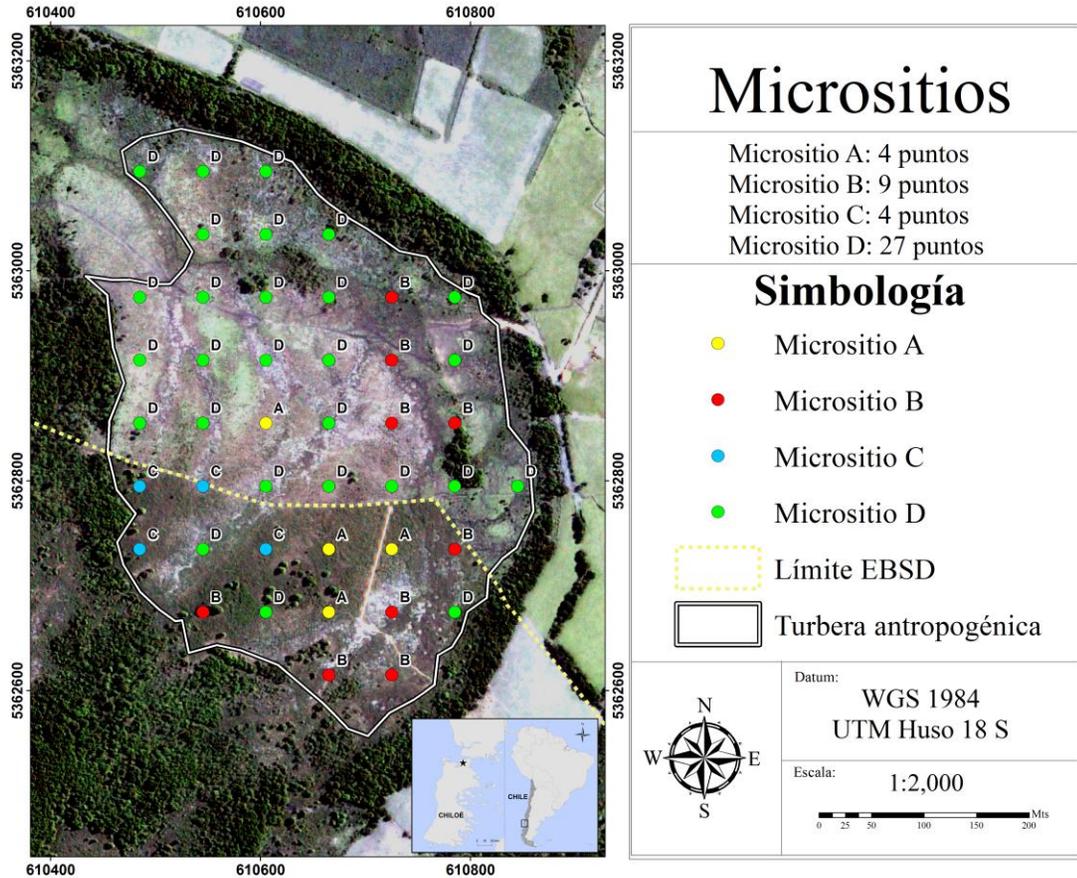


Figura 5. Ubicación espacial de los micrositios

Como se puede observar en la Figura 5, la distribución de los micrositios es espacialmente continua en la mayoría de los casos. Los micrositios A y C corresponden a lugares con una alta biomasa arbustiva y se ubican principalmente en la zona de conservación (dentro de la EBSD). El micrositio B es transversal al tipo de manejo y se encuentra principalmente al lado este de la turbera, por lo que está condicionado por variables principalmente abióticas, dado que la zona se encuentra en permanente anegamiento. Por otro lado está el micrositio D, que se sitúa principalmente en el predio manejado, con un muy bajo contenido de carbono en las plantas arbustivas y herbáceas, y que presenta múltiples indicadores de degradación (Figura 6)

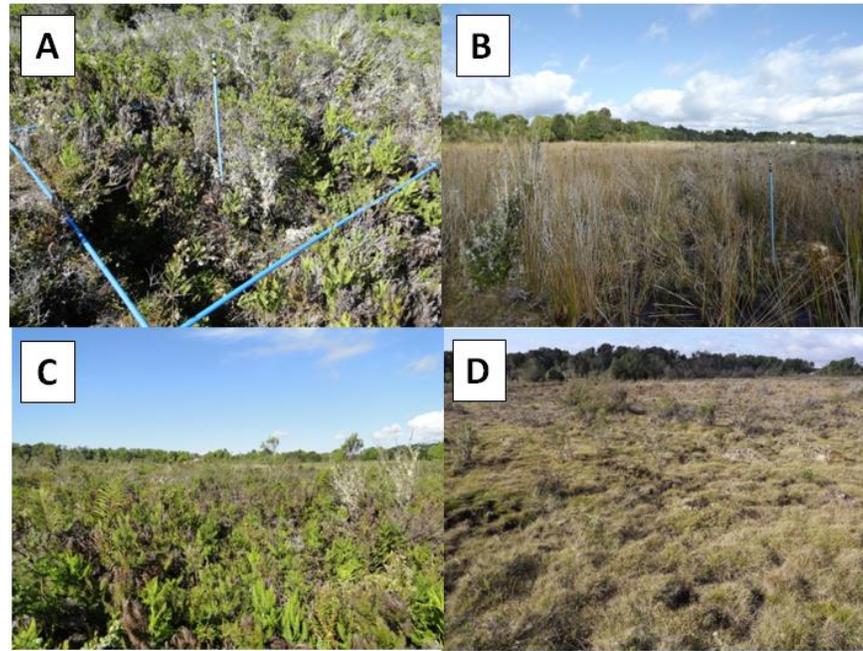


Figura 6. Fotos de los micrositios

Vegetación

Descripción General

Se identificó un total de 46 plantas a nivel de especie y dos a nivel de género. El listado completo de las especies identificadas en el ecosistema se encuentra en el Apéndice 2. Este resultado se contrasta con el reportado por Diaz *et al.* (2008), quienes identificaron un total de 18 especies vasculares en la turbera de la EBSD. Esta diferencia se explica por el hecho de que el muestreo realizado en el presente estudio se llevó a cabo en un área mayor, que incluye además sectores degradados del predio vecino a la EBSD. Un hecho a destacar es la aparición de *Carex magellanica* Lam. en ambas zonas de la turbera, la cual había sido reportada en el estudio de Diaz *et al.* (2008) solo para turberas naturales.

Del total de especies identificadas a nivel de especie (46 dado que no se consideraron dos identificadas solo a nivel de género), 34 (73,91%) corresponden a especies nativas, de las cuales solo dos (4,35%), *Juncus acuminatus* Michx. var. *multiceps* (Kunze ex Kunth) Barros y *Polypogon linearis* Trin., son endémicas del territorio chileno, mientras que 12 (26,09%) corresponden a especies exóticas. Considerando el total de especies encontradas (48), el análisis de los hábitos de crecimiento resulta en que 32 (66,67%) son especies herbáceas, 10 arbustivas (20,83%) y 6 arbóreas (12,5%). Estas últimas crecen aisladas en la turbera.

Las familias más frecuentes dentro de la turbera fueron la familia *Cyperaceae* (7 especies), *Asteraceae* (6 especies), *Juncaceae* (4 especies) y *Poaceae* (4 especies). Cabe destacar que las familias *Cyperaceae* y *Juncaceae* son propias de ambientes húmedos (Ulrich y Freiburg, 2005), por lo que su alta frecuencia concuerda con el tipo de ecosistema de

estudio. La especie con mayor cobertura correspondió a *Sticherus cryptocarpus* (Hook.) Ching con un 15,64% de cobertura media, aun considerando que esta especie fue registrada en solo 28 de los 44 cuadrantes, seguida por *Juncus procerus* E. Mey. con un 7,68% y presencia en 17 cuadrantes. Esto indica una presencia localizada de estas dos especies que genera las más altas coberturas medias. Por otro lado, las especies más frecuentes fueron *Myrteola nummularia* (Poir.) O. Berg y *Gaultheria mucronata* (L. f.) Hook. & Arn., que se encontraron en 40 y 39 de los cuadrantes respectivamente. Este resultado es concordante con la investigación de Díaz *et al.* (2008), que indica que *M. nummularia* sería la especie con mayor presencia en las turberas de la Isla de Chiloé.

Comparación entre Micrositios

Las dominancias más marcadas se observan en los micrositios A y C, caracterizados por una alta cobertura de *Baccharis patagonica* Hook. & Arn. y *S. cryptocarpus*, especies que en este caso tienen una alta cobertura y altura, lo que podría indicar un estado sucesional más avanzado (Díaz y Armesto, 2007). El micrositio B, en permanente anegamiento, está dominado por *J. procerus*, especie de ambientes húmedos. Por otro lado el micrositio D, de baja cobertura herbácea y arbustiva, se caracteriza por una alta presencia de especies herbáceas de baja altura y sin una dominancia marcada (Cuadro 3), formando un ecosistema similar a una pradera.

Con respecto a las variables de vegetación (Cuadro 3), se denotan diferencias significativas en la altura ($P < 0,0001$), la cual baja considerablemente en el micrositio D, dado que está dominado por plantas herbáceas de baja altura. La riqueza y porcentaje de plantas exóticas resultaron ser mayores en el micrositio D, sin embargo dieron resultados marginalmente significativos ($P = 0,0612$ y $P = 0,0689$). Esta condición genera un mayor índice de Shannon en este micrositio ($P = 0,0238$) debido a una mayor equitatividad en la cobertura. Cabe destacar que los micrositios A y C tienen 0% de cobertura de plantas exóticas, lo que indicaría una condición de menor degradación. Por otro lado, diferencias en la cobertura total y de plantas arbustivas muestran que el micrositio D tendría un mayor porcentaje de suelo desnudo ($P = 0,0095$ y $P = 0,0203$).

Según lo descrito por Díaz *et al.* (2007) y Díaz y Armesto (2007), el establecimiento de densas coberturas de arbustos, como lo observado en los micrositios A y C con *B. patagonica*, podría estar frenando la sucesión, al existir una casi nula regeneración de especies arbóreas en estas superficies. Esto ocurriría debido a que la intercepción de las precipitaciones producida por el matorral es menor a la del bosque, lo que provoca un ascenso de la napa freática que limita el establecimiento de semillas. A pesar de no existir estudios al respecto, podemos suponer que la intercepción de precipitaciones en zonas como el micrositio D, con vegetación de baja altura y menor cobertura, sería menor aun, lo que podría generar más limitantes a la sucesión debido a un mayor ascenso de la napa freática.

Cuadro 3. Variables de vegetación por micrositio (media \pm EE) (mismas letras indican que no existen diferencias significativas)

Variable	Micrositio				Kruskal-Wallis χ^2	P
	A (n=4)	B (n=9)	C (n=4)	D (n=27)		
Especies dominantes*						
Especie 1	<i>S. cryptocarpus</i> (37,5)	<i>J. procerus</i> (27,8)	<i>S. cryptocarpus</i> (60)	<i>Juncus stipulatus</i> <i>Nees & Meyen</i> (7,3)		
Especie 2	<i>B. patagonica</i> (21,3)	<i>S. cryptocarpus</i> (13,4)	<i>B. patagonica</i> (20)	<i>G. mucronata</i> (7,4)		
Especie 3	<i>G. mucronata</i> (10,3)	<i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron. (8,7)	<i>Schoenus</i> <i>rhynchosporoides</i> (Steud.) Kük. (13,8)	<i>Danthonia chilensis</i> <i>E. Desv. var.</i> <i>chilensis</i> (6,6)		
Vegetación						
Cobertura total (%)	80,00 \pm 9,79 ab	77,22 \pm 5,53 ab	96,25 \pm 3,75 a	63,52 \pm 4,11 b	11,45	0,0095
Cobertura arbustivas (%)	31,25 \pm 4,27 a	12,22 \pm 5,41 ab	22,50 \pm 5,20 ab	10,37 \pm 2,01 b	9,81	0,0203
Cobertura herbáceas (%)	48,75 \pm 13,29	65,00 \pm 8,70	73,75 \pm 5,91	52,96 \pm 3,79	6,78	0,0794
Altura de vegetación (cm)	45,83 \pm 18,39 ab	59,51 \pm 14,38 a	73,82 \pm 15,04 a	11,82 \pm 1,66 b	22,76	P<0,0001
Riqueza total	8,00 \pm 1,08 ab	8,88 \pm 0,79 ab	6,25 \pm 0,48 a	10,44 \pm 0,64 b	8,04	0,0453
Riqueza plantas exóticas	0,25 \pm 0,25	1,00 \pm 0,44	0	1,74 \pm 0,34	7,36	0,0612
Porcentaje de plantas exóticas	2,27 \pm 2,27	9,42 \pm 3,83	0	13,53 \pm 2,59	7,1	0,0689
Cobertura de plantas exóticas (%)	0	1,67 \pm 1,67	0	2,96 \pm 1,37	2,32	0,5081
Índice de Shannon	1,48 \pm 0,19 ab	1,48 \pm 0,08 ab	1,16 \pm 0,13 a	1,65 \pm 0,05 b	9,46	0,0238

*(Valores de cobertura promedio entre paréntesis)

Comparación entre tipos de manejo

Con respecto a las especies que dominan cada tipo de manejo (Cuadro 4), se puede observar que la conservación ha favorecido el establecimiento de la especie herbácea *S. cryptocarpus* y de la arbustiva *B. patagonica*, concordando con lo observado en los micrositios A y C. En cambio, la zona de manejo productivo no tiene una dominancia clara, siendo *J. procerus* la especie con mayor cobertura, lo que concuerda con la presencia y localización transversal del micrositio B, dominado por esta especie, que se encuentra en similar cobertura (aproximadamente 7%) en la zona conservada.

Entre manejos se observan más diferencias que entre micrositios, observándose que la altura de la vegetación es significativamente más baja en el sector manejado, lo que reafirma la condición similar a una pradera de herbáceas de baja altura descrita en el micrositio D. La diferencia entre tipos de manejo del índice de Shannon también fue significativa ($P < 0,0001$), siendo este mayor en la zona con manejo productivo, lo que indica que en esta zona no se observa una dominancia tan marcada de ciertas especies, como *S. cryptocarpus* o *B. patagonica*, formando comunidades más heterogéneas, con mayor riqueza y especies exóticas (Cuadro 4).

La situación observada es similar a la descrita por Bardgett *et al.* (1995) en los “moordlands” del Reino Unido, en el que un continuo sobrepastoreo causó la transformación de un paisaje dominado por plantas arbustivas a plantas herbáceas de baja altura. Esta situación viene acompañada de plantas exóticas, que a pesar de no mostrar diferencias significativas en términos de cobertura ($P = 0,2594$), muestran claras diferencias con respecto al porcentaje de la riqueza total ($P < 0,0001$), lo que indicaría que efectivamente el ganado está introduciendo especies exóticas, que podrían avanzar en cobertura (Vavra *et al.*, 2007; Critchley *et al.*, 2008)

Cuadro 4. Variables de vegetación por tipo de manejo (media \pm EE)

Variable	Manejo		Wilcoxon W P	
	Conservación (n=15)	Productivo (n=29)		
Especies dominantes*				
Especie 1	<i>S. cryptocarpus</i> (40,63)	<i>J. procerus</i> (7,79)		
Especie 2	<i>B. patagonica</i> (11,94)	<i>Uncinia tenuis</i> <i>Poepp. ex Kunth</i> (7,18)		
Especie 3	<i>J. procerus</i> (7,50)	<i>G. mucronata</i> (6,82)		
Vegetación				
Cobertura total (%)	87,00 \pm 3,30	62,41 \pm 3,82	368	0,0002
Cobertura arbustivas (%)	19,00 \pm 3,39	11,03 \pm 2,31	303,5	0,0315
Cobertura herbáceas (%)	67,67 \pm 4,19	51,38 \pm 4,17	313,5	0,0175
Altura de vegetación (cm)	64,68 \pm 9,65	12,52 \pm 1,78	418	<i>P</i> <0,0001
Riqueza (número de especies)	6,93 \pm 0,33	10,86 \pm 0,56	59,5	0,0001
Riqueza plantas exóticas	0,07 \pm 0,07	1,93 \pm 0,32	59,5	<i>P</i> <0,0001
Porcentaje de plantas exóticas	0,67 \pm 0,67	15,49 \pm 2,37	60,5	<i>P</i> <0,0001
Cobertura de plantas exóticas (%)	1,00 \pm 1,00	2,76 \pm 1,28	188	0,2594
Índice de Shannon	1,33 \pm 0,07	1,67 \pm 0,05	62	<i>P</i> <0,0001

*(Valores de cobertura promedio entre paréntesis)

Reservorios de Carbono

Descripción General

Con respecto a los resultados del muestreo de C, en primer lugar se observa que el R3 es el estrato más denso y con un mayor espesor (Figura 7). Se observa también que las densidades son menores a las encontradas en la literatura referida a turberas naturales, al respecto, Domenico y Delicato (1996) reportan valores entre 0,048 y 0,096 g cm⁻³ para R1, entre 0,11 y 0,19 g cm⁻³ para R2 y entre 0,28 y 0,48 g cm⁻³ para R3. Sin embargo, León y Oliván (2014) reportan densidades en la misma área de estudio entre 0,01 y 0,065 g cm⁻³, lo que no se aleja de los valores encontrados en esta investigación y puede deberse a lo reciente de la formación del ecosistema.

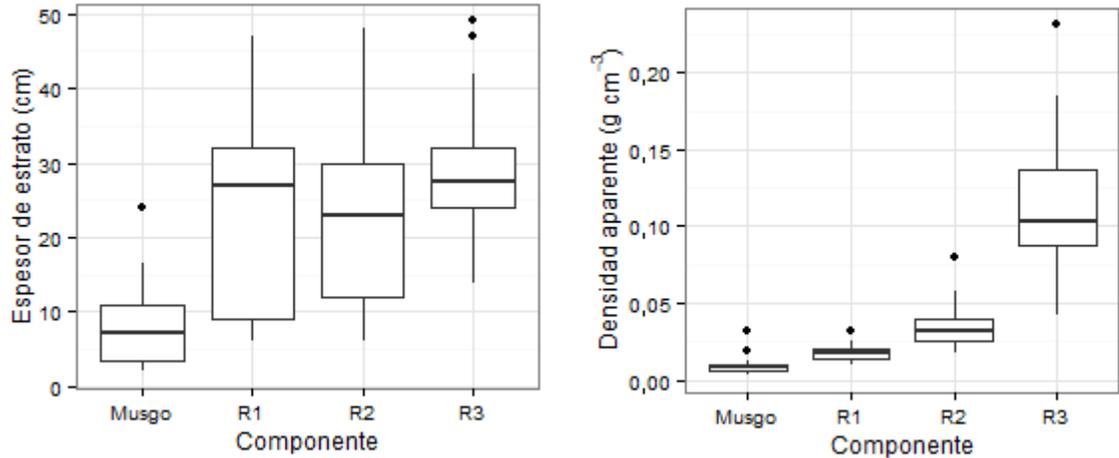


Figura 7: Espesor del estrato por componente del reservorio subterráneo (izquierda) y densidad por componente del reservorio subterráneo (derecha)

Con respecto a la fracción de C de cada componente (Cuadro 5), se observa que los porcentajes obtenidos en los componentes asociados a la vegetación concuerdan con el 50% indicado por el IPCC (1996). En el caso de los componentes de la turba, ocurre que a mayor grado de humificación el porcentaje de C disminuye, llegando a una media de 35,2% de C en el estrato R3, lo que contrasta con el 52% de C utilizado por Gorham (1991) en turberas del hemisferio norte. Este resultado es similar al encontrado por León y Oliván (2014) ($39,6\% \pm 7,2\%$). En esta investigación los autores explican esta baja en el contenido de C debido a que las turberas minerotróficas tienen menor contenido de C que las ombrotólicas, y que la turbera en estudio tendría características transicionales entre ambos estados, a diferencia de otras turberas en la isla de Chiloé, que serían claramente ombrotólicas y poseen porcentajes de C del orden del 50%.

El componente más importante en términos de C es el estrato R3 del suelo (Cuadro 5), que a pesar de tener una fracción de C menor, posee una alta densidad y espesor (Figura 7), A este importante reservorio lo siguen los otros componentes del suelo menos humificados y claramente provenientes del musgo y la vegetación (R1, R2) (Cuadro 5), que no se encontraron en todos los puntos de muestreo. Esto confirma que el reservorio de C más importante en este tipo de ecosistemas es el suelo (Gore, 1983). Los reservorios de las plantas vasculares sumados no superan el 4%, sin embargo se encuentran en el 100% de los puntos muestreados.

Cuadro 5. Fracción de C por componente (media \pm EE), contenido de C por componente (media \pm EE) y porcentaje del total.

Componente	Fracción de C (%)	Reservorio (kg C m ⁻²)	Contribución (%)
Arbustivas	51,2 \pm 0,3	0,20 \pm 0,07	1,63
Herbáceas	48,9 \pm 0,3	0,20 \pm 0,03	1,69
Detrito fino	49,0 \pm 1,1	0,12 \pm 0,04	0,96
Detrito leñoso grueso	52,2 \pm 0,2	0,04 \pm 0,04	0,37
Musgo	50,9 \pm 2,5	0,11 \pm 0,03	0,91
R1	47,5 \pm 0,6	0,41 \pm 0,16	3,41
R2	41,3 \pm 1,8	0,93 \pm 0,27	7,75
R3	35,3 \pm 2,0	9,83 \pm 0,95	82,03
Arbóreas	53,0 \pm 0,4	0,03 \pm 0,03	0,28
Troncos	52,0 \pm 0,4	0,12 \pm 0,08	0,96
Total		11,99 \pm 0,77	100,0

El estrato R3 es el más humificado, por lo que no se identificó a simple vista el material que le dio origen, por lo que se sospecha que este componente puede ser en parte un remanente del suelo degradado del bosque del que se originó la turbera. Para verificar este supuesto se compararon algunas variables de este estrato con los datos del estudio de Lemunao (en preparación), investigación que busca cuantificar los stocks de C del suelo de un bosque Nordpatagónico situado en los terrenos de la EBSD y a aproximadamente 1 km de la turbera en estudio. Los datos de esta investigación indican que los suelos del bosque tienen una densidad aparente media de 0,85 g cm⁻³ en el estrato más profundo (>30 cm), bajando a 0,44 y 0,16 g cm⁻³ en estratos más cercanos a la superficie y un promedio de 41,6% de contenido de C, lo que contrasta con los 0,11 g cm⁻³ y el 35,3% de C en el estrato R3 de la turbera, lo que implicaría una densidad y contenido de C más bajos en la turbera.

Esto indicaría que a pesar que el estrato R3 podría provenir del bosque, sus características podrían haber sido drásticamente alteradas debido a la acción de los incendios (se observaron restos de carbón en los perfiles de este estrato), perturbación que tiende a bajar el C orgánico debido a su volatilización por las altas temperaturas (Certini, 2005; Alauzis *et al.*, 2004). Por otro lado, la baja en la densidad aparente podría estar dada por cambios en el volumen debido a mayor disponibilidad de agua (Gebhardt *et al.*, 2010), producto de la subida en la napa freática (Díaz y Armesto, 2007).

Este ecosistema posee un bajo stock de C total (12 kg m⁻²), solo comparable con los casos de estudio de Weissert y Disney (2013) en el Reino Unido, en el que el ecosistema de estudio es una turbera natural, pero con baja profundidad, uso intensivo y alta degradación (Cuadro 6). Valdés (2012) estudió una turbera natural de *S. magellanicum* en la zona sur de Chile, obteniendo resultados que duplican el reservorio encontrado en la turbera antropogénica, hecho notable al considerarse que las turberas de esta zona llevan acumulando C desde el holoceno (Iturraspe y Roig, 2000). Por otro lado, las turberas patagónicas estudiadas por Loisel y Yu (2013) tienen una media de 168 kg C m⁻², cantidad que supera ampliamente los valores obtenidos por este estudio, de la misma forma, los

stocks de C de turberas del hemisferio norte superan (en algunos casos más de 10 veces) la cantidad encontrada en la turbera de este estudio (Cuadro 6).

Cuadro 6. Stock total de C (media \pm EE) en turberas..

Estudio	Lugar	Stock total (kg C m ⁻²)
Loisel y Yu (2013)	Patagonia. Chile y Argentina	168 *
Weishampel <i>et al.</i> (2009)	Minnesota, USA	151,8 \pm 9,8 (n=24)
Weishampel <i>et al.</i> (2009)	Minnesota, USA	122,1 \pm 1,3 (n=6)
Beilman <i>et al.</i> (2008)	Mackenzie River Basin, Canadá	118 \pm 0,23 (n=204)
Buffam <i>et al.</i> 2010	Wisconsin, USA	104 \pm 19 (n=21)
Weishampel <i>et al.</i> (2009)	Minnesota, USA	71,8 *
Valdés, 2012	Magallanes, Chile	24,7 \pm 1,3 (n=30)
Weissert y Disney (2013)	Isle of Man, UK	22,4 \pm 1,32**
Weissert y Disney (2013)	Isle of Man, UK	14,7 \pm 1,18**
Weissert y Disney (2013)	Isle of Man, UK	13,4 \pm 1,06**
Este estudio	Chiloé, Chile	11,98 \pm 0,76 (n=44)
Weissert y Disney (2013)	Isle of Man, UK	7,8 \pm 0,54**

* No se reportaba EE ni DE

** Media \pm DE donde no se pudo calcular el EE.

Comparación entre Micrositios

Como se puede observar en el Cuadro 7, la mayor diferencia entre micrositios se denota en el contenido de C almacenado en las plantas vasculares herbáceas y arbustivas ($P < 0,0001$), lo que se ve explicado por la composición de éstos, siendo los micrositios A y C sectores de vegetación de mayor altura y con presencia de especies arbustivas de mayor biomasa como *B. patagonica*. El C total también muestra diferencias significativas ($P = 0,0309$), siendo los micrositios A y C los con mayor contenido de C, aunque los únicos micrositios que muestran diferencias entre grupos son el A y B, lo que se ve explicado por una baja en el reservorio R3 en el micrositio B, que muestra diferencias marginalmente significativas ($P = 0,0665$). Esto puede deberse a la condición de anegamiento, que podría favorecer un transporte de C disuelto (Mulholland, 2003), aunque este tema tendría que ser investigado específicamente para poder llegar a una conclusión válida.

Las variables asociadas al reservorio subterráneo no muestran diferencias significativas, exceptuando el detrito fino ($P = 0,0004$), que es significativamente menor en el micrositio D, en el que no se encontró este componente y el detrito grueso ($P < 0,0001$) que solo se encontró en el micrositio C. Esto se debe a una mayor presencia de especies arbustivas, lo que genera una acumulación en este reservorio, detalle que puede ser importante debido a que la presencia de detrito leñoso facilita la regeneración de especies arbóreas (Papic, 2000)

Cuadro 7. Reservorios de C por micrositio (media \pm EE) (mismas letras indican que no existen diferencias significativas)

Reservorio (kg C m ⁻²)	Micrositio				Kruskal-Wallis	
	A (n=4)	B (n=9)	C (n=4)	D (n=29)	χ^2	P
Total	14,65 \pm 0,74 a	9,29 \pm 1,07 b	16,50 \pm 3,21 ab	11,75 \pm 1,02 ab	8,88	0,0309
Total Aéreo	1,47 \pm 0,74 a	0,43 \pm 0,05 a	1,16 \pm 0,22 a	0,12 \pm 0,02 b	30,83	P<0,0001
Arbustivas	1,64 \pm 0,55 a	0,11 \pm 0,03 ab	0,50 \pm 0,19 a	0,04 \pm 0,01 b	22,1	0,0001
Herbáceas	0,31 \pm 0,20 ab	0,32 \pm 0,03 a	0,66 \pm 0,04 a	0,08 \pm 0,01 b	27,64	P<0,0001
Total Subterráneo	13,18 \pm 1,18	8,71 \pm 1,01	15,34 \pm 3,23	11,44 \pm 1,02	6,68	0,0827
Musgo	0,13 \pm 0,13	0,06 \pm 0,04	0	0,14 \pm 0,05	2,17	0,5369
R1	0,12 \pm 0,12	0,04 \pm 0,04	0	0,63 \pm 0,24	2,38	0,4970
R2	0,40 \pm 0,40	1,78 \pm 0,96	0	0,86 \pm 0,29	2,19	0,5339
R3	12,46 \pm 0,96	6,45 \pm 5,13	14,99 \pm 6,46	9,81 \pm 6,53	7,18	0,0665
Detrito fino	0,07 \pm 0,07 ab	0,37 \pm 0,18 a	0,35 \pm 0,12 a	0 b	18,37	0,0004
Detrito grueso	0 a	0 a	0,49 \pm 0,37 b	0 a	20,47	0,0001

Comparación entre tipos de manejo

En el Cuadro 8 se puede observar que no existe diferencia significativa en el C total entre tipos de manejo ($P = 0,2907$), debido a que no existen diferencias en los stocks más importantes (R3, R2 y R1). Se observa sin embargo que los stocks de las plantas herbáceas y arbustivas son significativamente mayores en la zona de conservación ($P < 0,0001$), lo que indica que el manejo productivo está afectando a la acumulación de C en las plantas arbustivas y herbáceas de la turbera. Esto concuerda con otros estudios que indican una reducción en la vegetación arbustiva debido a la introducción de ganado (Bardgett *et al.*, 1995; Critchley *et al.*, 2008) y que la cosecha de musgo podría detener el establecimiento de especies arbustivas (Whinam *et al.*, 2003). Otras variables importantes son el detrito fino, que muestra diferencias significativas ($P = 0,0007$) y el detrito grueso, que muestra diferencias marginalmente significativas ($P = 0,0509$), lo que implicaría que estos dos reservorios se estarían acumulando en una menor tasa en la zona de manejo productivo. El proceso que se está llevando a cabo en este ecosistema es similar al descrito por Shang *et al.* (2013), en el que humedales alpinos son convertidos en praderas debido a perturbaciones antrópicas, lo que cambia su vegetación y por consiguiente su capacidad para almacenar C, incluso pudiendo generar importantes pérdidas de C, nitrógeno y fósforo en el suelo.

Cuadro 8. Comparación de Reservorios de C entre tipos de manejo (media \pm EE)

Reservorio de C (kg C m ⁻²)	Manejo		Wilcoxon	
	Conservación (n=15)	Productivo (n=29)	W	P
Total	13,00 \pm 1,38	11,46 \pm 0,93	261	0,2907
Total Aéreo	0,86 \pm 0,23	0,16 \pm 0,03	397	P<0,0001
Arbustivas	0,47 \pm 0,18	0,05 \pm 0,02	374	P<0,0001
Herbáceas	0,39 \pm 0,07	0,11 \pm 0,02	386	P<0,0001
Total Subterráneo	11,92 \pm 1,34	11,12 \pm 0,93	245	0,5082
Musgo	0,14 \pm 0,06	0,09 \pm 0,04	234	0,6317
R1	0,26 \pm 0,15	0,49 \pm 0,22	230	0,6734
R2	0,86 \pm 0,41	0,97 \pm 0,36	223	0,8780
R3	10,39 \pm 1,66	9,55 \pm 1,17	240	0,5852
Detrito fino	0,27 \pm 0,10	0,03 \pm 0,03	310	0,0007
Detrito grueso	0,13 \pm 0,10	0,00 \pm 0,00	247	0,0506

Según lo observado en terreno, el ganado evita el pastoreo en zonas húmedas como el micrositio B o terrenos dominados por musgo *Sphagnum*. Sin embargo, cuando la napa freática se encuentra baja debido a la ausencia de precipitaciones, el ganado tiende a avanzar a terrenos que se secan, aumentando el área de degradación, lo que en un escenario de menores precipitaciones podría generar fuertes impactos negativos en estos ecosistemas.

A pesar que los resultados indican varios impactos en los reservorios de C, las variables más directamente relacionadas al musgo *Sphagnum* (los reservorios de Musgo y R1), no muestran diferencias significativas, por lo que los impactos directos de la cosecha no son claros. Esto puede deberse a que el *Sphagnum* no cubre la totalidad de la turbera, encontrándose importantes coberturas de musgo solo en 9 puntos de muestreo. A esto se suma que la extracción de este material en la zona de estudio no es de volúmenes muy importantes, por lo que se puede inferir que gran parte del impacto se debe al pastoreo.

Las variables de vegetación y reservorios de C indican un alto grado de impacto en el ecosistema, por lo que se podría inferir que las actividades que se están llevando a cabo en la turbera no estarían siendo sustentables, requiriéndose tomar medidas que apunten a un mejor manejo como las técnicas de cosecha propuestas por Díaz y Silva (2012) para la asegurar la regeneración del recurso *Sphagnum*. En el caso de la introducción de ganado a estos ecosistemas, se evidencia un fuerte impacto generado sobre la vegetación y los reservorios de C, recomendándose la exclusión de ganado o un manejo más controlado para asegurar la conservación de estos ecosistemas y su función acumuladora de C, servicio ecosistémico de gran relevancia considerando el rol que estos ecosistemas podrían cumplir en la mitigación del cambio climático dadas sus condiciones de mayor tasa de secuestro de carbono (León y Oliván, 2014)

Modelación de reservorios de carbono

Carbono subterráneo

La interpolación de la variable C Subterráneo utilizando kriging ordinario se muestra en la Figura 8. La interpolación generada indica que las mayores concentraciones de C se encontrarían en los bordes de la turbera, y que no dependerían del tipo de manejo de esta. Sin embargo, el resultado de la validación cruzada indica que la imagen generada sería solo referencial, ya que esta reporta una predicción prácticamente nula ($R^2 \sim 0$) (Apéndice 4). Esta nula autocorrelación y ajuste puede deberse a un tamaño muestral pequeño y a un diseño de muestreo muy poco denso o erróneo, sumado a que el método de kriging es generalmente utilizado en turberas naturales o glaciales (Djurhuus *et al.* 2005), en estos ecosistemas la variación de profundidad es significativa y factores de microtopográficos serían los más relevantes a la hora de modelar el C o el espesor de la turba (Parry *et al.*, 2012). En el caso del ecosistema en estudio, el terreno sobre el que se forma es relativamente plano y la profundidad de la turba no supera 1 m, por lo que la microtopografía podría estar afectando considerablemente los datos, lo que haría necesario probar con una grilla más densa y distintos diseños de muestreo. Esto es reafirmado por el hecho de que el C Subterráneo no mostró autocorrelación espacial (Moran I = -0,05; $P = 0,6818$), lo que también ocurrió con la variable profundidad de suelo (Moran I = 0,004; $P = 0,3311$). Esto implica que estas variables no tendrían un patrón espacial claro, por lo que el uso específico de la herramienta de kriging ordinario podría no ser el método idóneo para la estimación de este reservorio.

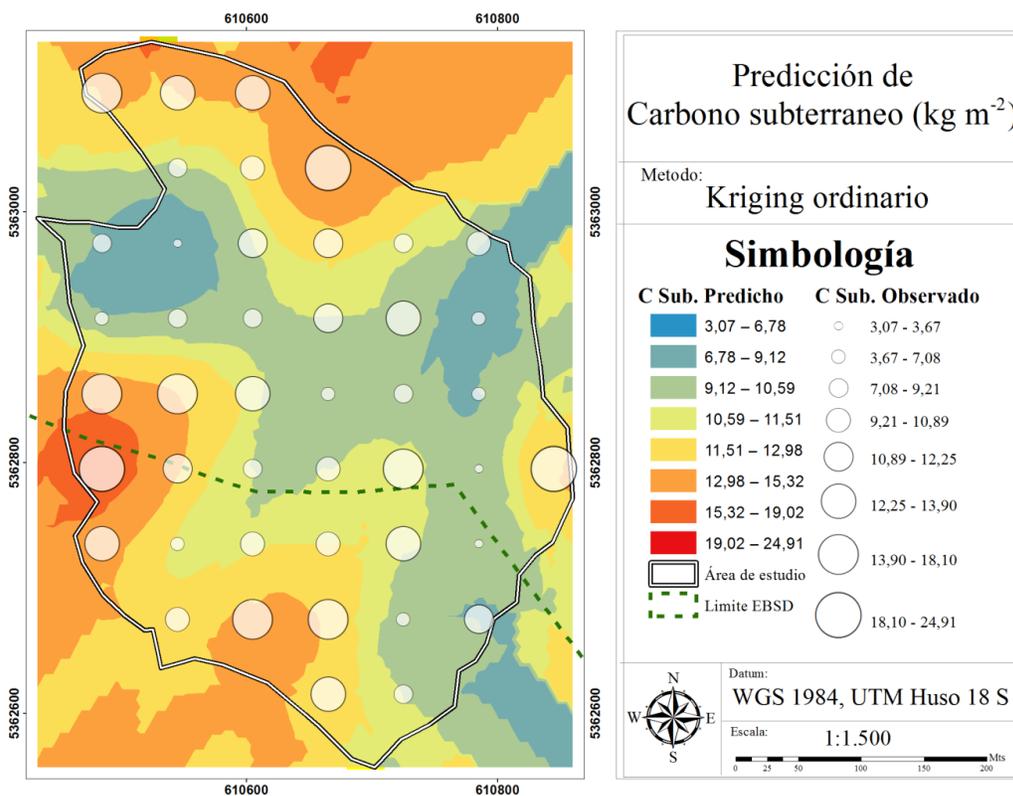


Figura 8. Predicción de C subterráneo mediante interpolación geostatística de tipo Kriging.

Carbono aéreo

El C Aéreo muestra una distribución no normal, concentrando los datos en valores cercanos a cero debido a la superficie manejada (menor biomasa) (Figura 9). La variable además cuenta con una alta variabilidad (Coeficiente de variación = 157%), que responde a muestreos en la zona de matorral (micrositios A y C) que contrastan con los datos en la zona de manejo productivo. Esta variabilidad se ve incrementada por un dato que se podría considerar como anómalo (C Aéreo = 3,65 kg m⁻²), pero que obedece a un punto de muestreo en el que se cosechó la biomasa de un arbusto casi en su totalidad. Esta variabilidad se hace ligeramente menor cuando se separa el set de datos entre manejo productivo y de conservación, pero sin embargo sigue siendo muy alta. Como se puede observar en el Cuadro 9, gran parte de la variabilidad (expresada en el coeficiente de variación, CV) es aportada por el carbono en plantas arbustivas.

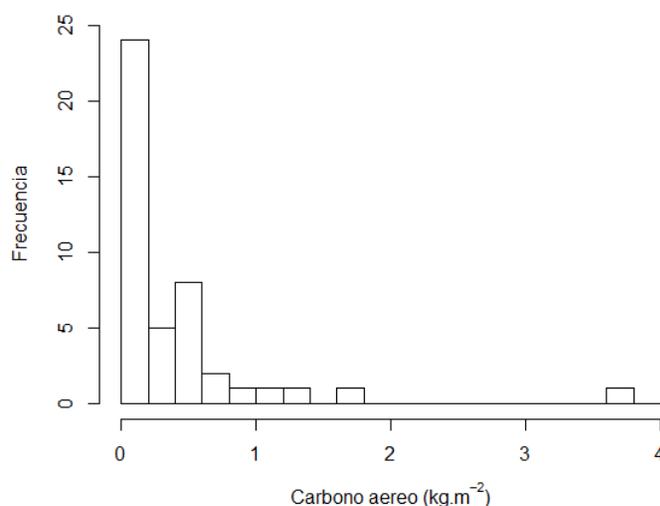


Figura 9. Histograma de la variable C Aéreo

Cuadro 9. Estadística descriptiva para la variable C Aéreo y sus componentes (kg m⁻²)

	Mínimo	Maximo	Media	Mediana	DE	CV
Total turbera						
C Aéreo	0,03	3,65	0,40	0,18	0,62	157%
C Herbáceas	0,01	0,91	0,20	0,11	0,22	107%
C Arbustivas	0,00	2,75	0,20	0,05	0,46	237%
Manejo productivo						
C Aéreo	0,03	0,55	0,16	0,08	0,15	94%
C Herbáceas	0,01	0,42	0,11	0,08	0,10	93%
C Arbustivas	0,00	0,38	0,05	0,00	0,09	178%
Conservación						
C Aéreo	0,16	3,65	0,86	0,54	0,90	104%
C Herbáceas	0,10	0,91	0,39	0,33	0,26	69%
C Arbustivas	0,01	2,75	0,47	0,22	0,72	151%

La selección de predictores para modelar el C aéreo dio como resultado en muchos casos un número óptimo de variables de 8 y 9 para maximizar el R^2 adj. Sin embargo, en estos casos los predictores estaban altamente correlacionados (altos valores de VIF). De esta manera se obtuvieron modelos finales con un máximo de cuatro variables, cumpliendo en todos los casos con los supuestos mencionados en la sección de métodos (Apéndice 3). El Cuadro 10 indica los modelos finales de predicción utilizando todas las combinaciones de predictores y observaciones antes descritas. Las variables espectrales que aparecen en los modelos en general no corresponden a los índices vegetacionales clásicos como el NDVI, índice que se satura en altas coberturas (Huete *et al.*, 2002). En el caso del modelo construido solo con variables espectrales en el total de la turbera (VE-TT), que corresponde al modelo de mejor ajuste de los construidos solo con variables espectrales ($R^2 = 0,51$; $R^2_{(LOOCV)} = 0,35$), resalta la aparición de diferencias normalizadas que no corresponden a índices tradicionales, como la diferencia entre la banda roja y azul (R-B-ND). La relación de este índice con la biomasa no es fácil de inferir y puede deberse a variadas razones. En el estudio de Hansen y Schjoerring (2003) este índice reporta buenas correlaciones con la concentración de clorofila en las hojas de trigo y en la investigación de Shimada *et al.* (2012), un índice similar, la diferencia normalizada entre la región azul y la región amarilla-roja, se relacionó con el stress hídrico en plantas de *Hibiscus rosa-sinensis* Linn. en condiciones controladas. Con estos antecedentes se podría desprender que este índice estaría indicando una condición relacionada con la situación hídrica de cada tipo de vegetación, pero las relaciones de este índice con la biomasa o C no son evidentes y requerirían de mayor investigación.

Otro índice de mayor aplicación para el monitoreo de vegetación que aparece en el modelo VE-TT es el EVI (Huete *et al.*, 2002), índice que incluye factores para corregir las influencias de los aerosoles y el suelo y que es ampliamente utilizado en estudios de vegetación (Li *et al.*, 2010; Jin y Eklundh; 2014). El tercer índice en la ecuación es la diferencia normalizada entre la banda roja y la banda del infrarrojo de onda corta (SWIR1-R-ND), el que puede reflejar la influencia de las coberturas de musgo *Sphagnum sp.*, los que poseen una menor reflectancia en el SWIR debido a su mayor contenido de agua (Bubier *et al.*, 1997). La relación del musgo con la variable respuesta viene dada por que la presencia de altas coberturas de plantas *Sphagnum* en la turbera viene acompañada por una menor biomasa de plantas vasculares, dado que esta especie tiende a limitar el establecimiento de otras plantas al generar un microhábitat con bajos nutrientes y exceso de agua entre otros factores (Van Breemen, 1995)

Cuadro 10. Modelos multivariados del C Aéreo con distintos sets de variables y para distintas zonas de la turbera.

Set de datos	Zona (N° obs.)	Modelo *	Ecuación**
Solo variables espectrales	Total (44)	VE-TT	$LN(C \text{ Aéreo}) = 17,19 - 28,02 R-B-ND (30m) - 17,4 \text{ EVI} (15m) - 14,36 \text{ SWIR1-R-ND} (30m)$
	Manejo productivo (29)	VE-MP	$LN(C \text{ Aéreo}) = 2,8 + 3,83 \text{ MSR} (DE) (15m) - 68,96 \text{ NIR-B-ND} (DE) (15m) - 64,48 \text{ NIR} (DE) (30m) - 8,43 R-B-ND (2m)$
	Manejo de conservación (15)	VE-MC	$LN(C \text{ Aéreo}) = 15,02 - 23,17 \text{ NIR-B-ND} (15m) + 7,65 \text{ SWIR2-R-ND} (15m)$
Todas las variables	Total (44)	TV-TT	$LN(C \text{ Aéreo}) = 5,32 + 0,016 \text{ Altura_Veg_C} - 12,67 R-B-ND (30m) - 5,63 \text{ TCT-G} (15m) - 5,31 \text{ SWIR1-R-ND} (30m)$
	Manejo productivo (29)	TV-MP	$LN(C \text{ Aéreo}) = -2,91 + 0,026 \text{ Altura_Veg_C} + 0,029 \text{ Cob_Arb}$
	Manejo de conservación (15)	TV-MC	$LN(C \text{ Aéreo}) = -1,35 + 0,012 \text{ Altura_Veg_C}$

* VE. Solo variables espectrales; TV. Todas las variables; TT. Datos del total de la turbera; MP. Datos de la zona de manejo productivo; MC. Datos de la zona de manejo de conservación

**El significado de las variables se entrega en el Cuadro 2.

Por otro lado, el modelo que utiliza variables espectrales para la zona de manejo productivo (VE-MP) muestra la aparición de 3 variables de desviación estándar de los píxeles (MSR (DE) (15m), B-NIR-ND (DE) (15m) y NIR (DE) (30m)). La relación de estas variables texturales con el C puede deberse a la alta variabilidad de esta zona manejada, dado que el ganado tiende a evitar las zonas anegadas, lo que implicaría parches de vegetación de alta biomasa (como el micrositio B), que están rodeados de una pradera degradada de baja biomasa (micrositio D). Estos cambios abruptos hacen que la desviación estándar local de los índices sea relevante a la hora de explicar el C total. Estos resultados coinciden con los de Lu (2005) y Kelsey y Neff (2014) en ecosistemas boscosos, en el sentido que la textura de los píxeles está estrechamente relacionada con la biomasa aérea, o, en este caso, con el reservorio de C.

Otra característica de las variables seleccionadas por el algoritmo es la casi absoluta ausencia de variables derivadas del satélite Pleiades (solo la variable R-B-ND en el modelo VE-MC). Posibles causas de esto son la menor resolución espectral del satélite (4 bandas vs. 8 bandas de OLI), en especial considerando que la estimación de biomasa muchas veces utiliza variables derivadas del infrarrojo de onda corta (Lu, 2006). Otra posible razón es el problema de la alta variación espacial, saturación y sombras producidas por los objetos presentes en el ecosistema (Lu, 2006), que en el caso de Landsat se ven atenuados por píxeles mixtos de mayor tamaño (15 – 30 m)

Los distintos métodos asociados a la percepción remota están condicionados por el costo de implementación dados los efectos en tiempos de procesamiento, almacenamiento, costos de imágenes, etc. Lo que limita o favorece su utilización (Lewis *et al.*, 2013). Los resultados de este estudio indican que para la estimación de C en estos ecosistemas no sería necesaria la utilización de imágenes de alta resolución espacial, que generalmente se asocian a mayores costos e impiden su utilización a gran escala (Lu, 2006). Aun así, antes de descartar el uso de sensores de mayor resolución espacial, se deberían probar algunos con mayor resolución espectral como Worldview-2 (Mutanga *et al.*, 2012).

Los modelos que incluyen variables de terreno (TV) muestran una ligera mejora con respecto a su ajuste (R^2), comparándolos con los que solo utilizan variables espectrales (VE). Asimismo, comparando el AIC y el BIC de los modelos construidos con las mismas observaciones, se denota una baja en estos parámetros (Cuadro 11). Sin embargo, las variables de terreno fueron medidas de forma puntual, por lo que su espacialización requeriría de interpolaciones que aumentarían el error. Aunque cabe destacar que la variable de terreno que más se repite (Altura_Veg_C) es de fácil medición, por lo que se podrían realizar observaciones en una grilla más densa sin mayores costos de implementación. En el modelo TV-MP aparece también la variable cobertura de plantas arbustivas, dado que en esta zona la mayor biomasa se da por la presencia esporádica de especímenes de *B. patagónica* y *G. mucronata*.

Cuadro 11. Parámetros estadísticos de los modelos de C Aéreo.

Modelo*	Nº pred.	P	RMSE	RRMSE	R ²	R ² Adj	AIC	LOOCV	
								RMSE	R ²
VE-TT	3	0,0001	0,43	109%	0,51	0,47	125,83	0,50	0,35
VE-MP	4	0,0214	0,11	72%	0,40	0,30	71,90	0,13	0,24
VE-MC	2	0,0215	0,74	86%	0,28	0,15	36,23	0,87	0,00
TV-TT	4	$P < 0,0001$	0,38	95%	0,62	0,61	106,30	0,50	0,34
TV-MP	2	0,0004	0,09	59%	0,60	0,57	63,62	0,10	0,52
TV-MC	1	0,0015	0,57	66%	0,57	0,54	31,72	0,76	0,23

* El significado de cada modelo se entrega en el Cuadro 10.

Aun así, los resultados indican que el modelo VE-TT tiene un ajuste bastante bueno ($R^2 = 0,5$ y $R^2_{(LOOCV)} = 0,35$), considerando que solo utiliza variables espectrales, sin embargo, el RMSE y el RRMSE indican un alto error relativo, que se puede ver explicado por la baja media de la variable respuesta ($0,4 \text{ kg C m}^{-2}$). La Figura 9 nos indica además que el C es sobreestimado en valores bajos y subestimado en valores altos, problema que se ve mejorado en el modelo TV-TT, que además tiene un mejor ajuste y menor RMSE.

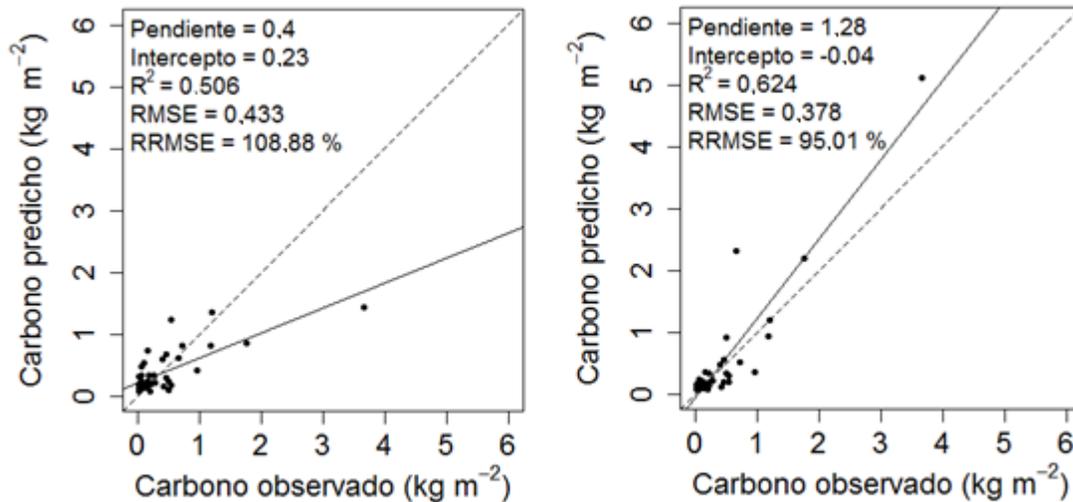


Figura 9. Gráficos de valores predichos vs. observados para los modelos VE-TT (izquierda) y TV-TT (derecha). La línea punteada es de pendiente 1:1.

Los ajustes reportados en este estudio (Cuadro 11) son en general menores a los obtenidos por Mutanga *et al.* (2012), donde se elaboran modelos predictivos de la biomasa aérea de un humedal en la zona este de Sudáfrica, utilizando modelos de Random Forest (RF) con ajustes entre $R^2 = 0,39$ y $0,79$. Asimismo, Güneralp *et al.* (2014) reporta ajustes que varían entre $R^2 = 0,66$ y $0,96$ a través del uso de imágenes Landsat y SPOT y una modelación utilizando multivariate adaptive regression splines (MARS), stochastic gradient boosting (SGB) y cubist para la estimación de biomasa en las planicies de inundación del Lower Trinity River (Texas, USA).

Los resultados del presente estudio son comparables con los obtenidos por Byrd *et al.* (2014) en los pantanos del delta de los ríos Sacramento y San Joaquin (California, USA), donde obtienen ajustes entre $R^2 = 0,56$ y $0,45$ a través del uso de imágenes multitemporales Landsat 7 y de $R^2 = 0,45$ utilizando imágenes Worldview-2. En ambos casos se utilizó Partial least square regression (PLS) para realizar la modelación.

Estos estudios en general utilizan métodos de regresión no paramétricos (como RF o MARS) o de mediana complejidad como PLS, lo que puede garantizar un mejor ajuste pero aumenta la dificultad en la construcción y aplicación de los modelos, lo que hace que estos sean menos aplicables en la toma de decisiones (Sohl y Claggett, 2013). Este estudio, a pesar de utilizar RF para hacer un análisis exploratorio de las variables, genera modelos predictivos a través de una técnica ampliamente conocida y de fácil aplicación como la regresión lineal, lo que facilitaría su utilización y replicación para los tomadores de decisiones.

Como se puede observar en la predicción de C utilizando el modelo VE-TT (Figura 10), los mayores valores se observan en la zona de conservación, debido a una mayor cobertura arbustiva, lo que correspondería a los micrositos A y C. Por otro lado, la predicción muestra que en los sitios asociados al micrositio D (zona de manejo productivo) el carbono aéreo es bajo. Finalmente, se visualizan valores medios en la zona correspondiente al

micrositio B en el lado este de la turbera, lo que correspondería a una zona que no se ve tan fuertemente impactada por el ganado, debido a sus condiciones de anegamiento.

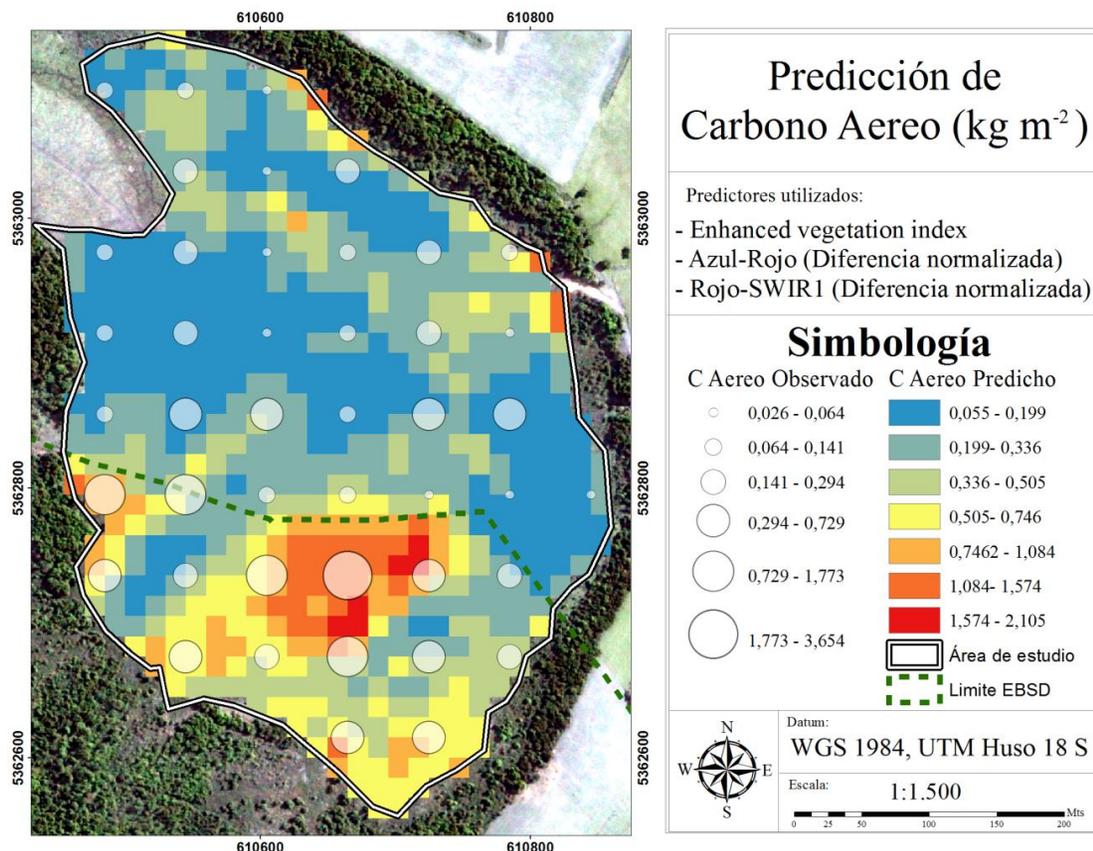


Figura 10. Predicción del C aéreo utilizando el modelo VE-TT.

La predicción de C realizada nos muestra que, a pesar de que el tipo de manejo es un factor importante a considerar, existen distintas condiciones en el ecosistema que explican la variabilidad del C, indicando que el impacto del ganado no se reparte homogéneamente por la zona de manejo productivo, generando una disminución drástica del C aéreo en algunos sectores. Este modelo muestra además que los índices espectrales clásicos no son en general los más útiles para caracterizar este ecosistema altamente heterogéneo.

A pesar que en general se reconoce que los modelos construidos en un área o región no pueden ser aplicados sin discreción a otros por los altos errores que se generan (Foody *et al.*, 2003), la información acerca de los posibles índices espectrales a utilizar es valiosa para la construcción de modelos de C a mayor escala para estos nuevos ecosistemas.

CONCLUSIONES

Los resultados indican que los impactos más claros del manejo productivo en la turbera antropogénica se observan en las variables asociadas a la composición y estructura de la vegetación. De esta forma, las actividades productivas reducen la cobertura y altura de la vegetación, generando una pradera dominada por especies de baja altura y con presencia de especies exóticas que contrasta con el matorral de alta biomasa de la zona de conservación. Por otra parte, los impactos sobre los reservorios de C no son tan evidentes, manifestándose diferencias significativas solo en los reservorios aéreos. Sin embargo, dado que los reservorios de C más importantes (R3, R2 y R1) no muestran diferencias, el C total del ecosistema no fue afectado significativamente por el tipo de manejo.

La aplicación de kriging ordinario para modelar el C subterráneo no fue satisfactoria, lo que sugiere que se deberían estudiar otras metodologías para la estimación de esta variable u otros métodos de muestreo. Por otro lado, el C aéreo fue modelado con buenos resultados, lo que confirma el uso de índices espectrales obtenidos de imágenes satelitales como una buena herramienta para el análisis de stocks de C. Esto permitió analizar espacialmente esta variable y constatar que el impacto en el área manejada no es homogéneo. A pesar de los buenos resultados obtenidos se hacen necesarias investigaciones que utilicen información topográfica derivada de sensores como LiDAR o satélites de mayor resolución espectral para modelar estas variables.

Este trabajo es el primero que cuantifica los stocks de C en una turbera antropogénica y el efecto del manejo productivo, proponiendo variables que responden como indicadores del tipo de manejo. De esta forma, la información generada podría dar pie a determinar el estado de degradación de estos ecosistemas a una escala mayor y desarrollar acciones para el manejo sustentable. Asimismo, este estudio es el primero en aplicar herramientas de percepción remota a las turberas antropogénicas, obteniendo resultados que podrían permitir en el futuro su aplicación en la investigación de otras turberas que se encuentran en la zona.

Interrogantes que requerirían de estudios a largo plazo, son la caracterización de las dinámicas sucesionales de esta turbera, además de investigaciones que aborden de forma continua en el tiempo y en el espacio los efectos de la extracción de musgo *Sphagnum*. Asimismo, se requieren estudios que apliquen distintas cargas animales y regímenes de extracción de musgo más intensivos (como los observados en turberas cercanas) para determinar específicamente el impacto de cada actividad. De esta manera se podrán sentar las bases para establecer futuras regulaciones más sustentables sobre este tipo de ecosistemas poco conocidos.

BIBLIOGRAFÍA

- Adam, E.; O. Mutanga y D. Rugege. 2009. Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. Wetlands Ecology and Management 18(3): 281-296.
- Agüero, T. 2013. Musgo *Sphagnum*: Manejo sostenible del recurso. Oficina de estudios y políticas agrarias (ODEPA). Ministerio de Agricultura. [en línea]. Santiago, Chile. 9 p. Recuperado en: <<http://www.odepa.gob.cl/odepaweb/publicaciones/doc/11909.pdf>> Consultado el: 13 de Marzo de 2015.
- Akumu, C. E. y J. W. McLaughlin. 2014. Modeling peatland carbon stock in a delineated portion of the Nayshkootayaow river watershed in Far North, Ontario using an integrated GIS and remote sensing approach. Catena 121: 297-306.
- Alauzis, M. V.; M. J. Mazzarino; E. Raffaele y L. Roselli. 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. Forest Ecology and Management 192(2-3): 131-142.
- Asada, T. y B. G. Warner. 2005. Surface peat mass and carbon balance in a hypermaritime peatland. Soil Science Society of America Journal 69(2): 549-562.
- Baig, M. H. A.; L. Zhang; T. Shuai; y Q. Tong. 2014. Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. Remote Sensing Letters 5(5): 423-431.
- Bardgett, R. D.; J. H. Marsden y D. C. Howard. 1995. The extent and condition of heather on moorland in the uplands of England and Wales. Biological Conservation 71(2): 155-161.
- Bartlett, M. S. 1937. Properties of sufficiency and statistical tests. Proceedings of the Royal Statistical Society. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 160: 268-282.
- Beilman, D. W.; D. H. Vitt; J. S. Bhatti y S. Forest. 2008. Peat carbon stocks in the southern Mackenzie river basin: uncertainties revealed in a high-resolution case study. Global Change Biology 14: 1-12.
- Breiman, L. 2001. Random forests. Machine learning 45: 5-32.
- Bridgham, S. D.; J. Pastor; J. A. Janssens; C. Chapin y T. J. Malterer. 1996. Multiple limiting gradients in peatlands: A call for a new paradigm. Wetlands 16(1): 45-65.

Broge, N.; y E. Leblanc. 2000. Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density. Remote Sensing of Environment 76: 156-172.

Bubier, J.L.; B. Rock y P. Crill. 1997. Spectral reflectance measurements of boreal wetland and forest mosses. Journal of Geophysical Research 102: 483-494.

Bubier, J. L.; T. R. Moore y G. Crosby. 2006. Fine-scale vegetation distribution in a cool temperate peatland. Canadian Journal of Botany 84(6): 910-923.

Buffam, I.; S. R. Carpenter; W. Yeck; P. C. Hanson; y M. G. Turner. 2010. Filling holes in regional carbon budgets: Predicting peat depth in a north temperate lake district. Journal of Geophysical Research 115(G1): G01005.

Bullock, A.; y M. Acreman. 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. Hydrology and Earth System Sciences 7(3): 358-389.

Buxton, R. P.; P. N. Johnson y P. R. Espie. 1996. *Sphagnum* research programme: the ecological effects of commercial harvesting (Science for conservation N° 25), Department of conservation, Wellington, Nueva Zelanda. 34p.

Byrd, K. B.; J. L. O'Connell; S. Di Tommaso y M. Kelly. 2014. Evaluation of sensor types and environmental controls on mapping biomass of coastal marsh emergent vegetation. Remote Sensing of Environment 149: 166-180.

Carmona, M.; J. C. Aravena; M. A. Bustamante-Sanchez; J. L. Celis-Diez; A. Charrier; I. A. Díaz; J. Diaz-Forestier; M. F. Díaz; A. Gaxiola; A. G. Gutiérrez; C. Hernandez-Pellicer; S. Ippi; E. Jaña-Prado; P. Jara-Arancio; J. Jimenez; D. Manushevich; P. Necochea; M. Nuñez-Avila; C. Papic; C. Pérez; F. Pérez; S. Reid; L. Rojas; B. Salgado; C. Smith-Ramirez; A. Troncoso; R. A. Vasquez; M. F. Willson; R. Rozzi; y J. J. Armesto. 2010. Estación Biológica Senda Darwin: Investigación ecológica de largo plazo en la interfase ciencia-sociedad. Revista Chilena de Historia Natural 83: 113-142.

Ceballos, A.; J. Hernández; P. Corvalán y M. Galleguillos. 2015. Comparison of airborne LiDAR and satellite hyperspectral remote sensing to estimate vascular plant richness in deciduous mediterranean forests of central Chile. Remote Sensing 7: 2692-2714.

Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia 143(1): 1-10.

Chatterjee, S.; A. S. Hadi y B. Price. 2000. Regression analysis by example. New York, USA: Wiley. 408p.

Clay, G. D.; y F. Worrall. 2013. The response of CO₂ fluxes from a peat soil to variation in simulated sheep trampling. Geoderma 197-198: 59-66.

Cliff, A. y K. Ord. 1972. Testing for spatial autocorrelation among regression residuals. Geographical Analysis 4(3): 267-284.

Critchley, C. N. R.; H. F. Adamson; B. M. L. McLean y O. D. Davies. 2008. Vegetation dynamics and livestock performance in system-scale studies of sheep and cattle grazing on degraded upland wet heath. Agriculture, Ecosystems & Environment 128(1-2): 59-67.

De Araujo Barbosa, C. C.; P. M. Atkinson y J. A. Dearing. 2015. Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. Ecological Indicators 52: 430-443.

Di Castri, F. y E. R. Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile: Editorial Universidad Católica de Chile. 128p.

Díaz, M.F. y J.J. Armesto. 2007. Limitantes físicos y bióticos de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloé, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 80: 13-26.

Díaz, M. F.; S. Bigelow y J. J. Armesto. 2007. Alteration of the hydrologic cycle due to forest clearing and its consequences for rainforest succession. Forest Ecology and Management 244(1-3): 32-40.

Díaz, M. F. y G. Delano. 2012. Plan de manejo sustentable y modelo de fiscalización para humedales con predominio de musgo Pompón (*Sphagnum magellanicum*) en las provincias de Llanquihue y Chiloé. (pp. 79-80). En: Actas del taller: Conocimiento y valoración de las turberas de la Patagonia: Oportunidad y desafíos (Noviembre de 2011, Punta Arenas, Chile). Eds. A. Valdés-Barrera; F. Repetto; A. Figueroa y B. Saavedra. Punta Arenas, Chile: Anales Instituto Patagonia. 15p.

Díaz, M.F. y W. Silva. 2012. Improving harvesting techniques to ensure *Sphagnum* regeneration in Chilean peatlands. Chilean Journal of Agricultural Research 72(2): 296:300.

Díaz, M. F.; J. Larrain; G. Zegers y C. Tapia. 2008. Caracterización florística e hidrológica de turberas de la Isla Grande de Chiloé, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 81: 455-468.

Djurhuus, S.; L. Krogh y M. H. Greve. 2005. Estimates of the carbon stocks in Danish mires. Icelandic Agricultural Sciences 18: 11-20.

Domenico, M. S. y B. A. Delicato. 1996. Physical-chemical properties and sorption characteristics of peat. Tesis para optar al grado de Ph.D. School of Chemical Sciences. Dublin City University. 277p.

Duan, N. 1983. Smearing Estimate: A nonparametric retransformation method. Journal of the American Statistical Association 78(383): 605-610.

Dunn, O. J. 1961. Multiple comparisons among means. Journal of the American Statistical Association 56(293): 52-64.

Dunn, O. J. 1964. Multiple comparisons using rank sums. Technometrics 6(3): 241-252.

Foody, G. M.; D. S. Boyd y M. E. J. Cutler. 2003. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. Remote Sensing of Environment 85: 463-474.

Gebhardt, S.; H. Fleige y R. Horn. 2010. Shrinkage processes of a drained riparian peatland with subsidence morphology. Journal of Soils and Sediments 10: 484-493.

Gitelson, A. A.; Y. J. Kaufman y M. N. Merzljak. 1996. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. Remote Sensing of Environment 55: 289-298.

Goodenough, A. E.; A. G. Hart y R. Stafford. 2012. Regression with empirical variable selection: description of a new method and application to ecological datasets. PLoS one 7(3): e34338.

Gore, A. J. P. 1983. Ecosystems of the world. Mires: swamp, bog, fen and moor 4A, General studies. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. 440p.

Gorham, E. 1991. Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. Ecological Applications 1(2): 182-195.

Güneralp, İ.; A. M. Filippi y J. Randall. 2014. Estimation of floodplain aboveground biomass using multispectral remote sensing and nonparametric modeling. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 33: 119-126.

Haboudane, D.; J. R. Miller; E. Pattey; P. J. Zarco-Tejada y I. B. Strachan. 2004. Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. Remote Sensing of Environment 90: 337-352.

Hansen, P. M. y J. K. Schjoerring .2003. Reflectance measurement of canopy biomass and nitrogen status in wheat crops using normalized difference vegetation indices and partial least squares regression. Remote Sensing of Environment 86: 542-553.

Hartigan, J. A. y M. A. Wong. 1979. A K-Means clustering algorithm. Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics) 28(1): 100-108.

Heijmans, M. M. P. D.; H. Klees y F. Berendse. 2002. Competition between *Sphagnum magellanicum* and *Eriophorum angustifolium* as affected by raised CO₂ and increased N deposition. Oikos 97: 415-425.

Huete, A.; K. Didan; T. Miura; E. Rodriguez; X. Gao y L. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sensing of Environment 83: 195-213.

Huete, A.; H. Q. Liu; K. Batchily y W. van Leeuwen . 1997. A Comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. Remote Sensing of Environment 59: 440-451.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1996. Chapter 5: Land-use change and forestry (cap. 5). Revised 1996 Guidelines for National Green house Gas Inventories: Reference Manual. Paris, Francia: IPCC/OECD/IEA. 74p.

Iturraspe, R. y C. Roig. 2000. Aspectos hidrológicos de turberas de *Sphagnum* de Tierra del Fuego – Argentina (pp. 85-93). En: Conservación de ecosistemas a nivel mundial con énfasis en las turberas de Tierra del Fuego. Disertaciones y conclusiones (Marzo de 2000, Ushuaia, Argentina). Eds. A. Coronato y C. Roig. Ushuaia, Argentina. 93p.

Iturraspe, R. 2010. Las turberas de Tierra del Fuego y el cambio climático global. Buenos Aires, Argentina: Fundación Humedales y Wetlands International. 32p. .

Jin, H. y L. Eklundh. 2014. A physically based vegetation index for improved monitoring of plant phenology. Remote Sensing of Environment 152: 512-525.

Joonsten, H. 2010. The global peatland CO₂ picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wageningen, The Netherlands: Wetlands International. 32p.

Joosten, H. y D. Clarke . 2002. Wise use of mires and peatlands. Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi, Finland: International Mire Conservation Group and International Peat Society. 304p.

Keddy, P. A. 2010. Wetland ecology: Principles and conservation. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 497p.

Kelsey, K. C. y J. C. Neff. 2014. Estimates of aboveground biomass from texture analysis of landsat imagery. Remote Sensing 6: 6407-6422.

Khanna, S.; A. Palacios-Orueta; M. L. Whiting; S. L. Ustin; D. Riaño y J. Litago. 2007. Development of angle indexes for soil moisture estimation, dry matter detection and land-cover discrimination. Remote Sensing of Environment 109(2): 154-165.

Kruskal, W. H. y W. A. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. Journal of the American Statistical Association 47(260): 583-621.

Laben, C. A. y B. V. Brower. 4 de Enero de 2000. Process for enhancing the spatial resolution of multispectral imagery using pan-sharpening. Eastman Kodak Company. U.S. Patent 6,011,875. Rochester, New York. 29 de Abril de 1998.

León, C. A. y G. Oliván. 2014. Recent rates of carbon and nitrogen accumulation in peatlands of Isla Grande de Chiloé-Chile. Revista Chilena de Historia Natural 87(1): 26.

León, C. A. 2012. Caracterización florística y ecológica de las turberas esfagnosas de la isla grande de Chiloé-Chile: Una herramienta para la conservación y el desarrollo sostenible. Tesis doctoral. Madrid, España. Facultad de Ciencias biológicas. Universidad Complutense de Madrid.. 234p.

Lewis, D.; S. Phinn y L. Arroyo. 2013. Cost-effectiveness of seven approaches to map vegetation communities — A case study from northern Australia's tropical savannas. Remote Sensing 5: 377-414.

Li, M.; J. J. Qu y X. Hao. 2010. Investigating phenological changes using MODIS vegetation indices in deciduous broadleaf forest over continental U.S. during 2000-2008. Ecological Informatics 5(5): 410-417.

Ling, C.; H. Sun; H. Zhang; H. Lin; H. Ju y H. Liu. 2014. Study on above-ground biomass estimation of East Dong Ting lake wetland based on Worldview-2 data (pp 428-432). En: 2014 Third International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications (EORSA) (3a, Junio de 2014, Changsha, China). Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE). 483p.

Loisel, J. y Z. Yu. 2013. Holocene peatland carbon dynamics in Patagonia. Quaternary Science Reviews 69: 125-141.

Lu, D. 2005. Aboveground biomass estimation using Landsat TM data in the Brazilian Amazon. International Journal of Remote Sensing 26(12): 2509-2525.

Lu, D. 2006. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. International Journal of Remote Sensing 27(7): 1297-1328.

Matthew, M. W.; S. M. Adler-Golden; A. Berk; S. C Richtsmeier; R. Y. Levine; L. S. Bernstein; P. K. Acharya; G. P. Anderson; G. W. Felde; M. P. Hoke; A. Ratkowski; H. Burke; R. D. Kaiser y D. P. Miller. 2000. Status of atmospheric correction using a MODTRAN4-based algorithm. En: Proc. SPIE 4049, Algorithms for multispectral, hyperspectral, and ultraspectral Imagery (6ª, Agosto de 2000, Orlando, FL, EEUU). Eds. S. S. Shen y M. R. Descour. Orlando, FL, EEUU: SPIE Digital Library. 522p.

Middleton, M.; P. Närhi; H. Arkimaa; E. Hyvönen; V. Kuosmanen; P. Treitz y R. Sutinen. 2012. Ordination and hyperspectral remote sensing approach to classify peatland biotopes along soil moisture and fertility gradients. Remote Sensing of Environment 124: 596-609.

Mohamad, I. B. y D. Usman. 2013. Standardization and its effects on K-means clustering algorithm. Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology 6(17): 3299-3303.

Moore, P. D. 2002. The future of cool temperate bogs. Environmental Conservation 20: 3-20.

Moore, T. R.; J. L. Bubier; S. E. Frolking; P. M. Lafleur y N. T. Roulet. 2002. Plant biomass and production and CO₂ exchange in an ombrotrophic bog. Journal of Ecology 90(1): 25-36.

Moran, P. A. P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. Biometrika 37(3): 17-23.

Mulholland, P. 2003. Large-scale patterns in dissolved organic carbon concentration, flux, and sources (pp. 139-157). En: Findlay, S. y R. L. Sinsabaugh (eds.). Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter. San Diego, USA: Academic Press. 412p.

Mutanga, O.; E. Adam y M.A. Cho. 2012. High density biomass estimation for wetland vegetation using WorldView-2 imagery and random forest regression algorithm. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 18: 399-406.

National Resources Conservation Service. 1997. Livestock, nutrition, husbandry, and behavior contents (cap. 6, pp. 6-1-6-19): En: National range and pasture handbook. EEUU: United States Department of Agriculture. 143p.

Olivan, G.; C. León; J. Larraín; R. Vargas; A. Benitez-Mora; M. Rondanelli-Reyes y E. Fuentes. 2010. Bonos de turbera: una forma efectiva de cooperación al desarrollo. En: Conama10: Congreso Nacional del Medio Ambiente (Noviembre de 2010, Madrid, España). Madrid, España: Fundación Conama. 11p.

Papic, C. 2000. Regeneración de plántulas arbóreas sobre material leñoso en descomposición en un bosque sucesional de Chiloé. Tesis de Magíster en Ciencias, mención Biología, Santiago, Chile. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 44p.

Parish, F.; A. Sirin; D. Charman; H. Joosten; T. Minayeva; M. Silvius y L. Stringer. 2008. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change: Main report. Wageningen, Países Bajos: Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, 179p.

Parry, L. E.; D. J. Charman y J. P. W. Noades. 2012. A method for modelling peat depth in blanket peatlands. Soil Use and Management 28(4): 614-624.

Parry, L. E. y D. J. Charman. 2013. Modelling soil organic carbon distribution in blanket peatlands at a landscape scale. Geoderma 211-212: 75-84.

Posada, D. y T. R. Buckley. 2004. Model selection and model averaging in phylogenetics: advantages of akaike information criterion and bayesian approaches over likelihood ratio tests. Systematic biology 53(5): 793-808.

Von Post, L. 1924. Das genetische system der organogenen bildungen schwedens. Comité internat. de Pédologie 22: 287-304.

Qi, J.; A. Chehbouni; A. R. Huete; Y. H. Kerr y S. Sorooshian . 1994. A modified soil adjusted vegetation index. Remote Sensing of Environment 48(2): 119-126.

Raviv, M.; R. Wallach; A. Silber y A. Bar-tal. 2002. Substrates and their Analysis (cap. 2, pp. 25-101). En: Hydroponic production of vegetables and ornamentals. Atenas, Grecia: Embryo Publications. 463p.

Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. Evolution 43(1): 223-225.

Roig, C. y F. A. Roig. 2004. Consideraciones generales. En: D.E. Blanco (ed.). Los turbales de la patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International, 149p.

Schlatter, R.P. y J.E. Schlatter. 2004. Los turbales de Chile. En: D.E. Blanco (ed.). Los turbales de la patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International, 149p.

Settele, J.; R. Scholes; R. Betts; S. Bunn; P. Leadley; D. Nepstad; J. Overpeck y M. Taboada. 2014. Terrestrial and inland water systems (cap. 4, pp. 271-359). En: C. B. Field; V. R. Barros; D. J. Dokken; K. J. Mach y M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, and L. L. White, editors. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom y New York, EEUU. 1785p.

Shang, Z. H.; Q. S. Feng; G. L. Wu; G. H. Ren y R. J. Long. 2013. Grasslandification has significant impacts on soil carbon, nitrogen and phosphorus of alpine wetlands on the Tibetan Plateau. Ecological Engineering 58: 170-179.

Shannon, C. E. 1949. The mathematical theory of communication. Illinois, USA: University of Illinois Press, 125p.

Shapiro, S. S. y M. B. Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika 52(3): 591-611.

Shimada, S.; E. Funatsuka; M. Ooda; M. Takyu; T. Fujikawa y H. Toyoda. 2012. Developing the monitoring method for plant water stress using spectral reflectance measurement. Journal of Arid Land Studies 22(1): 251-254.

Silleos, N. G.; T. K. Alexandridis; I. Z. Gitas y K. Perakis. 2006. Vegetation indices: Advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. Geocarto International 21(4): 21-28.

Sohl, T. L. y P. R. Claggett. 2013. Clarity versus complexity: Land-use modeling as a practical tool for decision-makers. Journal of Environmental Management 129: 235-243.

Stahlhut, M.; y J. O. Rieley. 2007. Uncertainties in mapping the area of peatland and estimating the depth and volume of peat in central Kalimantan, Indonesia. En: Proceedings of the international symposium and workshop on tropical peatland (Agosto y Septiembre de 2007, Yohyakarta, Indonesia). Eds. J. O. Rieley; C. J. Banks y B. Ragjagukguk. Leicester: Inglaterra. University of Leicester, Department of Geography. 148p.

Strack, M. 2008. Peatlands and climate change. Jyväskylä, Finland: International Peat Society, 227p.

Ulanowski, T. A. y B.A. Branfireun. 2013. Small-scale variability in peatland pore-water biogeochemistry, Hudson Bay Lowland, Canada. The Science of the Total Environment 454-455: 211-8.

Ulrich, D. y I. B. Freiburg . 2005. A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands – a global perspective. Phytocoenologia 35(2-3): 533-706.

Valdés, A. A. 2012. 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 para optar al título de Biólogo, mención medio ambiente. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Universidad de Chile. 60p.

Valenzuela-Rojas, J. y R. Schlatter. 2004. Las turberas de la Isla Chiloé (X^a Región , Chile): aspectos sobre usos y estado de conservación. En: D.E. Blanco (ed.). Los turbales de la patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Buenos Aires, Argentina: Wetlands International, 149p.

Van der Knaap, W. O.; M. Lamentowicz; J. F. N. van Leeuwen; S. Hangartner; M. Leuenberger; D. Mauquoy; T. Goslar; E. A. D Mitchell; L. Lamentowicz y C. Kamenik. 2011. A multi-proxy, high-resolution record of peatland development and its drivers during the last millennium from the subalpine Swiss Alps. Quaternary Science Reviews 30(23-24): 3467-3480.

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

Vavra, M.; C. G. Parks y M. J. Wisdom. 2007. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. Forest Ecology and Management 246(1): 66-72.

Wassen, M. J.; A. Barendregt; A. Palczynski; J. T. Smidt y H. De Mars. 1990. The relationship between fen vegetation gradients, groundwater flow and flooding in an undrained valley mire at Biebrza, Poland. Journal of Ecology 78(4): 1106-1122.

Weishampel, P.; R. Kolka y J. Y. King. 2009. Carbon pools and productivity in a 1-km² heterogeneous forest and peatland mosaic in Minnesota, USA. Forest Ecology and Management 257(2): 747-754.

Weissert, L. F. y M. Disney. 2013. Carbon storage in peatlands: A case study on the Isle of Man. Geoderma 204-205: 111-119.

Whinam, J. y R. Buxton. 1997. *Sphagnum* peatlands of Australasia: An assessment of harvesting sustainability. Biological Conservation 82(1): 21-29.

Whinam, J.; G. S. Hope; B. R. Clarkson; R. P. Buxton; P. A. Alspach y P. Adam. 2003. *Sphagnum* in peatlands of Australasia: Their distribution, utilisation and management. Wetlands Ecology and Management 11: 37-49.

Whiting, G. J. y J. P. Chanton. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: Methane emission versus carbon sequestration. Tellus B 53: 521-528.

Wilcoxon, F. 1945. Individual Comparisons by ranking methods. Biometrics Bulletin 1(6): 80-83.

Wilding, L. P; N. E. Smeck y G. F. Hall. 1983. Pedogenesis and Soil Taxonomy. New York, EEUU: Elsevier. 303p.

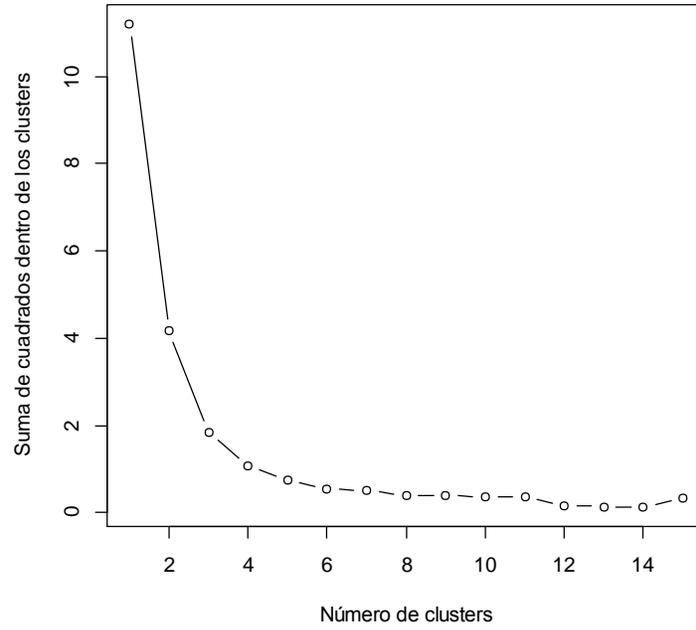
Worrall, F. y G.D. Clay. 2012. The impact of sheep grazing on the carbon balance of a peatland. The Science of the Total Environment 438: 426-34.

Zedler, J. B. y S. Kercher. 2005. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. Annual Review of Environment and Resources 30(1): 39-74.

Zegers, G.; J. Larraín; M. F. Díaz y J. J. Armesto. 2006. Impacto ecológico y social de la explotación de pomponales y turberas de *Sphagnum* en la Isla Grande de Chiloé. Revista ambiente y desarrollo de CIPMA 22(1): 28-34.

APÉNDICES

Apéndice 1. Suma de cuadrados dentro de los grupos vs. número de “clusters”.



Apéndice 2. Listado completo de especies encontradas en la turbera antropogénica. Los nombres completos de las especies fueron obtenidos de la base de datos Darwinion para la flora del cono sur (www.darwinion.com.ar).

Especie	Origen	Hábito	Familia
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Exótica	Herbácea	<i>Poaceae</i>
<i>Anagallis alternifolia</i> Cav. var. <i>alternifolia</i>	Nativa	Herbácea	<i>Primulaceae</i>
<i>Baccharis patagonica</i> Hook. & Arn.	Nativa	Arbustiva	<i>Asteraceae</i>
<i>Baccharis sagittalis</i> (Less.) DC.	Nativa	Arbustiva	<i>Asteraceae</i>
<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	Nativa	Arbustiva	<i>Berberidaceae</i>
<i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron.	Nativa	Arbustiva	<i>Blechnaceae</i>
<i>Blechnum magellanicum</i> (Desv.) Mett.	Nativa	Arbustiva	<i>Blechnaceae</i>
<i>Blechnum penna-marina</i> (Poir.) Kuhn	Nativa	Herbácea	<i>Blechnaceae</i>
<i>Carex distenta</i> Kunze ex Kunth	Nativa	Herbácea	<i>Cyperaceae</i>
<i>Carex magellanica</i> Lam.	Nativa	Herbácea	<i>Cyperaceae</i>
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Nativa	Herbácea	<i>Apiaceae</i>
<i>Danthonia chilensis</i> E. Desv. var. <i>chilensis</i>	Nativa	Herbácea	<i>Poaceae</i>
<i>Drimys winteri</i> J.R. Forst. & G. Forst. var. <i>winteri</i>	Nativa	Arbórea	<i>Winteraceae</i>
<i>Eleocharis melanostachys</i> (d'Urv.) C. B. Clarke	Nativa	Herbácea	<i>Cyperaceae</i>
<i>Empetrum rubrum</i> Vahl ex Willd.	Nativa	Arbustiva	<i>Empetraceae</i>
<i>Gaultheria antarctica</i> Hook. f.	Nativa	Arbustiva	<i>Ericaceae</i>
<i>Gaultheria insana</i> (Molina) D.J. Middleton	Nativa	Arbustiva	<i>Ericaceae</i>
<i>Gaultheria mucronata</i> (L. f.) Hook. & Arn.	Nativa	Arbustiva	<i>Ericaceae</i>
<i>Holcus lanatus</i> L.	Exótica	Herbácea	<i>Poaceae</i>
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Exótica	Herbácea	<i>Asteraceae</i>
<i>Juncus acuminatus</i> Michx. var. <i>multiceps</i> (Kunze ex Kunth) Barros	Endémica	Herbácea	<i>Juncaceae</i>
<i>Juncus planifolius</i> R. Br.	Exótica	Herbácea	<i>Juncaceae</i>
<i>Juncus procerus</i> E. Mey.	Nativa	Herbácea	<i>Juncaceae</i>
<i>Juncus stipulatus</i> Nees & Meyen	Nativa	Herbácea	<i>Juncaceae</i>
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam.	Exótica	Herbácea	<i>Asteraceae</i>
<i>Leptinella scariosa</i> Cass.	Nativa	Herbácea	<i>Asteraceae</i>
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Exótica	Herbácea	<i>Fabaceae</i>
<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	Nativa	Arbórea	<i>Myrtaceae</i>
<i>Myrteola nummularia</i> (Poir.) O. Berg	Nativa	Arbustiva	<i>Myrtaceae</i>
<i>Nothofagus nitida</i> (Phil.) Krasser	Nativa	Arbórea	<i>Nothofagaceae</i>
<i>Oreobolus obtusangulus</i> Gaudich.	Nativa	Herbácea	<i>Cyperaceae</i>
<i>Philesia magellanica</i> J.F. Gmel.	Nativa	Herbácea	<i>Philesiaceae</i>
<i>Pilgerodendron uviferum</i> (D. Don) Florin	Nativa	Arbórea	<i>Cupressaceae</i>
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Exótica	Herbácea	<i>Plantaginaceae</i>

(Continúa)

Apéndice 2 (continuación)

Especie	Origen	Hábito	Familia
<i>Podocarpus nubigenus</i> Lindl.	Nativa	Arbórea	<i>Podocarpaceae</i>
<i>Polypogon linearis</i> Trin.	Endémica	Herbácea	<i>Poaceae</i>
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Exótica	Herbácea	<i>Lamiaceae</i>
<i>Ranunculus repens</i> L. var. <i>repens</i>	Exótica	Herbácea	<i>Ranunculaceae</i>
<i>Rumex acetosella</i> L.	Exótica	Herbácea	<i>Polygonaceae</i>
<i>Schoenus rynchospoides</i> (Steud.) Kük.	Nativa	Herbácea	<i>Cyperaceae</i>
<i>Sticherus cryptocarpus</i> (Hook.) Ching	Nativa	Herbácea	<i>Gleicheniaceae</i>
<i>Symphotrichum vahlii</i> (Gaudich.) G.L. <i>Nesom</i> var. <i>vahlii</i>	Nativa	Herbácea	<i>Asteraceae</i>
<i>Tepualia stipularis</i> (Hook. & Arn.) Griseb.	Nativa	Arbórea	<i>Myrtaceae</i>
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Exótica	Herbácea	<i>Fabaceae</i>
<i>Trifolium repens</i> L.	Exótica	Herbácea	<i>Fabaceae</i>
<i>Uncinia</i> sp.	No determinada	Herbácea	<i>Cyperaceae</i>
<i>Uncinia tenuis</i> Poepp. ex Kunth	Nativa	Herbácea	<i>Cyperaceae</i>
<i>Viola</i> sp.	No determinada	Herbácea	<i>Violaceae</i>

Apéndice 3. Comprobación de los supuestos de los modelos

Modelo	VIF		Shapiro-wilk (residuos)				Moran I	
			W	P	M	P		
VE-TT	B-R-ND (30m) (2,46)	EVI (15m) (1,78)	R-SWIR1- ND (30m) (2,14)	8,43 R-	0,99	0,928	0,01	0,3249
VE-MP	MSR (DE) (15m) (4,07)	B-NIR-ND (DE) (15m) (1,83)	NIR (DE) (30m) (2,99)	B-ND (2m) (1,02)	0,96	0,3565	0,12	0,8729
VE-MC	B-NIR-ND (15m) (1)	R-SWIR2- ND (15m) (1)			0,98	0,9797	0,20	0,9592
TV-TT	Altura_veg _C (1,41)	B-R-ND (30m) (3,12)	TCT-G (15m) (2,34)	R- SWIR1- ND (30m) (2,48)	0,98	0,6038	0,02	0,4588
TV-MP	Altura_veg _C (1)	Cob_Arb (1)			0,96	0,2816	0,04	0,1568
TV-MC	Altura_veg _C (-)				0,90	0,101	0,03	0,0966

Apéndice 4. Validación cruzada de la predicción de C subterráneo

