

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**ESTIMACIÓN DE FLUJOS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN
SUELOS DE UN BOSQUE Y UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA
COMUNA DE ANCUD, CHILOÉ**

PAUL DIAMOND URRUTIA CONSTANZO

**Santiago, Chile.
2017**

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**ESTIMACIÓN DE FLUJOS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN
SUELOS DE UN BOSQUE Y UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA
COMUNA DE ANCUD, CHILOÉ**

ESTIMATION OF GREENHOUSE GAS FLUXES FROM SOILS OF A FOREST AND AN
ANTHROPOGENIC PEATLAND IN ANCUD, CHILOÉ

PAUL DIAMOND URRUTIA CONSTANZO

**Santiago, Chile.
2017**

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

ESCUELA DE PREGRADO

**ESTIMACIÓN DE FLUJOS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN
SUELOS DE UN BOSQUE Y UNA TURBERA ANTROPOGÉNICA EN LA
COMUNA DE ANCUD, CHILOÉ**

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

PAUL DIAMOND URRUTIA CONSTANZO

	Calificaciones
Profesor Guía	
Sr. Jorge Pérez Quezada Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.	6,5
Profesores Evaluadores	
Sr. Osvaldo Salazar Guerrero Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.	7,0
Sra. Verónica Díaz Martínez Ingeniero Agrónomo, M.S.	6,5

**Santiago, Chile.
2017**

AGRADECIMIENTOS

Debo agradecer enormemente a mi profesor guía Jorge “Tranquilo” Pérez por todo el apoyo y oportunidades que nos ha brindado. Agradezco de igual modo a quienes me acompañaron a aquellos viajes por la gran isla, a Carla, Ariel, Wlady y Juanito.

No puedo dejar de agradecer también a mi compañera de vida, que sin ella muchas son las cosas que no hubiese logrado, Patricia, y a quien ha sido todo un desafío pero que es una luz de mucha energía en mi vida, Paolo. Del mismo modo debo agradecer a toda mi familia que constantemente preguntó ¿y cómo va la tesis?.

Por último, si bien son muchas las personas a quienes podría nombrar, debo dar GRACIAS a todas las personas que he conocido en este largo camino universitario. Muchas son las personas que conocemos en el camino, pero pocas son aquellas que quedan en nuestros recuerdos, y son estas las que ayudan a escribir nuestra historia.

Y dejo esta cita que tanto me ha marcado.

*Nel mezzo del cammin di nostra vita
mi ritrovai per una selva oscura
ché la diritta via era smarrita.*

*Ahi quanto a dir qual era è cosa dura
esta selva selvaggia e aspra e forte
che nel pensier rinova la paura!*

*Tant'è amara che poco è più morte;
ma per trattar del ben ch'i' vi trovai,
dirò de l'altre cose ch'i' v'ho scorte.*

*Io non so ben ridir com'i' v'intraí,
tant'era pien di sonno a quel punto
che la verace via abbandonai.*

Dante Alighieri

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN	3
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	7
2.1. Área de estudio	7
2.2. Descripción de sitios de estudio.....	8
2.3. Instrumentos de medición	9
2.3.1. Adaptación de los instrumentos.	10
2.3.2. Programación de los instrumentos	11
2.4. Obtención de flujos	13
2.5. Obtención de parámetros ambientales.	14
2.6. Modelación y estimación del flujo anual	15
3. RESULTADOS	17
3.1. Flujos diarios.....	17
3.2. Resultado de modelación	21
3.2.1. Ecosistema de bosque	21
3.2.2. Ecosistema de turbera	22
3.3. Estimaciones diarias y flujo anual estimado	23
3.3.1. Ecosistema de bosque	23
3.3.2. Ecosistema de turbera	25
4. DISCUSIÓN.....	27
4.1. Patrones diarios de los flujos observados.....	27
4.1.1. Ecosistema de bosque	27
4.1.2. Ecosistema de turbera	29
4.2. Relación diaria encontrada entre metano y dióxido de carbono	30
4.3. Relación estacional de los flujos estimados	31
4.3.1. Ecosistema de bosque	31
4.3.2. Ecosistema de turbera	31
4.4. Flujos anuales.....	33
5. CONCLUSIONES	37
6. BIBLIOGRAFÍA.....	38
ANEXOS	45

RESUMEN

La identificación de los ecosistemas como fuentes o sumideros de gases de efecto invernadero (GEI) ha tomado relevancia en los últimos años. Bosques templados lluviosos y turberas son considerados como importantes almacenadores de carbono a nivel mundial y en nuestro país las investigaciones que aborden estos temas son escasas. Se obtuvieron, por métodos ópticos de medición, los flujos de tres GEI (CO_2 , CH_4 y N_2O) desde suelos de un bosque templado lluvioso maduro y una turbera antropogénica, ubicados en la Estación Biológica Senda Darwin (Ancud, Chiloé) en una zona con clima templado-lluvioso con influencia oceánica. Para medir los flujos se acoplaron un analizador automático de flujos de CO_2 y un analizador de espectroscopia capaz de medir la concentración de N_2O y CH_4 . Las mediciones se realizaron mensualmente, durante un día completo en cada ecosistema, por un año. Además, se registraron variables ambientales para modelar el flujo anual. También se calcularon las emisiones, fijaciones y el balance de CO_2 -eq en cada ecosistema.

Los modelos obtenidos para CO_2 y CH_4 muestran un R^2 ajustado=0,73 y 0,68 en el bosque y un R^2 ajustado=0,77 y 0,94 en la turbera, con el contenido de agua en suelo como principal variable predictora del flujo. Los modelos para el flujo de N_2O tuvieron un ajuste muy bajo ($R^2 < 0.1$), influido por los flujos de valor cero.

Los flujos de CO_2 muestran emisiones que van de 1,4 a 6,3 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el bosque; así como de 0,3 a 1,9 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en la turbera. Las emisiones observadas y estimadas presentan patrones diarios y estacionales, donde las emisiones más altas se registran durante el día y los periodos secos, verano austral. La estimación anual muestra emisiones de 5.162,1 g $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y 2.508,4 g $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, en bosque y turbera. Los flujos de CH_4 muestran emisiones solo en el ecosistema de turbera, con valores máximos de 1,3 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Por otro lado, se observaron y estimaron fijaciones que van de 0,2 a 1,4 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el bosque; y hasta 0,803 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en la turbera. Las fijaciones no presentan un patrón diario claro, pero sí presentan una relación estacional, registrando las fijaciones más altas en los periodos secos. La estimación anual muestra fijaciones de 402,2 mg $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y 116,2 mg $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, en bosque y turbera, respectivamente. Los flujos registrados para el N_2O oscilan entre -0,8 a 0,6 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el bosque y de 0,11 a 0,168 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, en la turbera.

El balance anual en unidades equivalentes de CO_2 se estimó en 5.170,5 g CO_2 -eq $\text{m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y 2.506 g CO_2 -eq $\text{m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en bosque y turbera, los cuales son comparables a ecosistemas del hemisferio norte.

Este estudio es pionero en Chile para este tipo de ecosistemas naturales. Se observa que el bosque presenta emisiones de CO_2 y fijaciones de CH_4 comparable a otros ecosistemas de su tipo. Las emisiones de la turbera, por su parte, se comparan a lo observado en matorrales de zonas templadas lluviosas.

Palabras clave: Bosque templado lluvioso, turbera antropogénica, flujos de GEI, balance CO_2 -eq

ABSTRACT

The identification of ecosystems as sources or sinks of GHGs has taken relevance in recent years. Temperate rainforests and peat bogs have been considered as important carbon storage sites worldwide and in our country research on these issues is scarce.

The fluxes of three gases GHGs (CO_2 , CH_4 and N_2O) were obtained by optical methods of measurement from soils of an old-growth temperate rainforest and an anthropogenic peatlands located in Senda Darwin Biological Station (Ancud, Chiloé), in a temperate rainy climate zone with oceanic influence. To measure the fluxes, we adapted an automatic CO_2 flux analyzer and a spectroscopy analyzer capable to measure the concentration of N_2O and CH_4 . In addition, environmental variables were registered to model the annual fluxes. Also, the emissions, uptakes and balance of $\text{CO}_2\text{-eq}$ in each ecosystem were calculated.

The model obtained for CO_2 and CH_4 shows an adjusted $R^2=0.73$ and 0.68 in the forest and an adjusted $R^2=0.77$ and 0.94 in the peatland, with water content in soil as the main predictor variable. The models for the N_2O fluxes had a very low $R^2 (<0.1)$, influenced by null fluxes.

The fluxes show CO_2 emissions ranging from 1.4 to $6.3 \text{ umol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in the forest; and 0.3 to $1.9 \text{ umol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in the peatland. Observed and estimated fluxes show a daily and seasonal patterns, where the highest emissions were registered during the day and in dry periods, especially in austral summer period. The annual emissions were calculated in 5162.1 and $2508.4 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, in forest and peatland, respectively. Emissions of CH_4 were registered only in the peatland, with maximum values of $1.3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ nmol}$ and $0.167 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. On the other hand, fixations were observed and estimated ranging from 0.2 to $1.35 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ nmol}$ in the forest; well as from 0 to $-0.803 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in the peatland. Fixations did not have a clear daily pattern, but a seasonal relationship was observed, with highest fixings in dry periods. The annual estimates show fixations of 402.2 mg and $116.2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ in forest and peatland, respectively. The flows recorded for N_2O are between -0.8 to $0.6 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ nmol}$ in the forest and from 0.11 to $0.168 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ nmol}$ in the peatland.

The annual balance of $\text{CO}_2\text{-eq}$ was estimated in $5.170,5 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ and $2.506 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ in forest and peatland. Comparable to northern hemisphere ecosystems.

This study is pioneer in Chile for this type of natural ecosystems. It is noted that the forest has CO_2 emissions comparable to other similar ecosystems. Peatland emissions, meanwhile, are compared to that observed in temperate rainy shrublands.

Keywords: Temperate rainforest, anthropogenic peatland, greenhouse gases fluxes, $\text{CO}_2\text{-eq}$ balance

1. INTRODUCCIÓN

Probablemente el futuro será substancialmente más cálido que algunas predicciones hechas para nuestro siglo, la disminución de agua disponible para los suelos será más intensa y, a largo plazo, más frecuente, esperándose que para nuestro siglo la temperatura global superficial aumente entre 1,1 a 6,4 °C (IPCC, 2007).

Estos cambios afectarán grandes zonas climáticas, por ejemplo, se espera que el calentamiento afecte con fuerza los árticos, afectando glaciares, zonas de permafrost y hielos (Kumar et al., 2012) Por otro lado, a nivel nacional, se espera un aumento en el número de días cálidos, así como una disminución de las precipitaciones que afectarían con fuerza a zonas centrales de Chile (Sheffield y Wood, 2008; Boisier et al., 2012).

Hacia el sur de nuestro país el panorama no es más alentador. Se espera una disminución y cambios en el patrón de precipitaciones (Cabré et al., 2016), por ejemplo, en latitudes entre los 39° y 40°s, zona donde se encuentran los bosques templados lluviosos, se espera que las precipitaciones declinen de un 10 a 20%, marcándose notoriamente en el periodo descrito como primavera-verano austral (IPCC, 2013). Además, se espera un aumento de la temperatura anual de 1,5 °C para el año 2100 (IPCC, 2013). Estos cambios, que provocarían veranos más secos y calurosos (Pardos, 2010), son relacionados al cambio climático, fenómeno de importancia pues gran parte de la vida en nuestro planeta depende de un rango de temperatura limitada, que en mayor medida, es controlada por el efecto invernadero (Signor y Pellegrino, 2013).

El cambio climático y el rol de los gases de efecto invernadero (GEI) ha sido documentado extensamente, y desde 1950 ha llamado la atención de diferentes ámbitos científicos (IPCC, 2013). Cook et al., (2013) en una revisión de alrededor de 12.000 publicaciones en torno al cambio climático, encontraron que existe un consenso entre las publicaciones en atribuir gran responsabilidad del ser humano ante este fenómeno. El uso de combustibles fósiles, las malas prácticas agrícolas, la fertilización, la deforestación y distintas actividades de producción (IPCC, 2007) se plantean solo como algunas de las actividades humanas involucradas en el incremento de GEIs (Signor y Pellegrino, 2013).

Aumentos en la concentración dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), han significado un aporte potencial al calentamiento global (IPCC, 2007); un ejemplo, el N₂O cuenta con un potencial de calentamiento 310 veces mayor que el CO₂ (Environmental Protection Agency, 2014).

Identificar los ecosistemas naturales como fuentes o sumideros de los distintos GEI, considerando la gran cantidad de actividades del hombre que se identifican como fuente, ha tomado relevancia a nivel mundial (IPCC, 2007). Campbell et al. (2009) han observado que son muchos los ecosistemas terrestres descritos como sumideros de GEI, y se plantea que la mantención o restauración de éstos, sería solo una parte de la solución al cambio climático

(European Commission, 2009). Pero, por lo prometedor que esto fuese, se ha observado que los ecosistemas naturales también están involucrados en el aporte de GEI, a través de procesos como la descomposición natural de compuestos orgánicos, la respiración de plantas y distintas características que definen a cada ecosistema (Forster et al., 2007). Este aporte, que se incrementa con la alteración y fragmentación de los distintos ecosistemas, podría generar que a futuro gran parte de la biosfera terrestre se transforme en una fuente de CO_2 (según modelaciones hechas para el año 2100 bajo el mismo ritmo de presión antrópica) (Campbell et al., 2009).

En un ecosistema, la producción de CO_2 es explicada básicamente, como el resultado de la descomposición de sustancias orgánicas y la respiración heterotrófica de hojas. También las raíces contribuyen en la producción de CO_2 desde el suelo (respiración autotrófica) (Luo et al., 2012).

Por otro lado, la producción de CH_4 y N_2O se presentan como resultado de distintos procesos microbianos del suelo (Conrad, 1996). Así, los suelos producen y consumen CH_4 por dos procesos microbianos conocidos, la metanogénesis y la metanotrofia, respectivamente, donde el balance entre estos procesos determinará a un ecosistema como sumidero o fuente (Dutaur y Verchot, 2007). A su vez el N_2O es producido en el curso de dos procesos microbiológicos contrastados, donde su mayor parte se obtiene a través de la desnitrificación del nitrato a N_2O (Smith et al., 2003).

Se ha observado que estos procesos dependen de diferentes factores, como por ejemplo del contenido de agua, que modifica la aireación del suelo, la difusividad de los distintos gases, y por tanto, altera indirectamente la capacidad de los microorganismos del suelo para producir los gases mencionados (Smith et al., 2003). La temperatura es otro elemento de control observado en la generación o consumo de los distintos GEIs. Estos factores nos hablan de una estrecha relación entre el fenómeno llamado cambio climático y la generación o consumo de GEIs. Por ejemplo, registros en la generación de GEI desde humedales establecen que la producción de metano aumenta en verano y con climas más cálidos, fenómeno que se retroalimenta positivamente con la producción de CO_2 , entonces de aumentar la temperatura, producto del cambio climático, muchos humedales se transformarían en importantes fuentes de GEIs (Mitsch y Gosselink, 2007).

Actualmente, el número de publicaciones relacionadas a la generación de GEIs desde ecosistemas naturales y antrópicamente perturbados es amplia. Cada estudio se enfoca en uno o más de los gases aquí planteados, entregando tendencias diarias, estacionales e incluso intranuales, intentando caracterizar de mejor manera a cada ecosistema natural o intervenido por el ser humano. Un ejemplo de esto es la publicación hecha por Nicolini et al. (2013), quienes en una revisión de más de 150 publicaciones relacionadas a flujos de GEIs desde el suelo (hechas con técnicas micrometeorológicas), encontraron una gran variabilidad espacial y temporal en los flujos de CH_4 y N_2O , a su vez, se presenta cierta dependencia estacional de los flujos según un mismo ecosistema. En esta revisión, se destaca la gran desigualdad de estudios a nivel mundial, pues la mayoría de las investigaciones revisadas habían sido realizadas en bosques, humedales, plantaciones agrícolas y suelos artificiales del hemisferio

norte, presentando solo tres estudios para CH₄ hechos en Sud-América. Es más, en ese mismo estudio se plantea que no se encuentran estudios en humedales para óxido nítrico. Hashimoto (2012) confirma que es poca la información que se puede encontrar en Sud-América, sobre todo de los tres GEIs aquí planteados.

Para Chile, PoCH Ambiental (2008) elaboró un inventario para emisiones de GEIs desde procesos productivos, sector energía y uso de solventes, presentando uno de los primeros informes que reunía información de GEI a nivel nacional. Un nuevo inventario, presentado por el Ministerio de Medio Ambiente (2011), reúne información de distintas fuentes y elabora un resumen de las emisiones nacionales ordenadas según sector de producción. En este informe se muestra que existen dificultades en estimar la incertidumbre de las estimaciones hechas, debido a la falta de información en algunos casos, o la desactualización de información en otros. Vicuña (2013) observa que en Chile existen serias deficiencias de datos, sobre todo para los ecosistemas de humedales donde no encontró información disponible, y para áreas forestales la información es escasa o presentan serias discrepancias en los métodos de estimación.

Una de las pocas revisiones encontradas para ambientes naturales (solo para gases CO₂ y N₂O), muestra que falta información según zonas edafoclimáticas para nuestro país. Además, por características propias de nuestro país, se plantean ciertas dificultades (accesibilidad o disponibilidad de instrumentos) al momento de tomar los datos necesarios para determinar los flujos (Muñoz et al., 2010). Si bien esta publicación pareciera hacer una revisión de estudios realizados para zonas agrícolas y naturales, existe una marcada tendencia a las investigaciones de tipo agronómico.

Con lo anterior, en el presente estudio se plantea la estimación de flujos de gases de efectos invernadero en suelos de un bosque y una turbera antropogénica en la comuna de Ancud, Chiloé, aportando a la información disponible para este tipo de ecosistemas.

El bosque templado lluvioso está presente en sectores de Europa, América del Norte y América del Sur (cercano al Océano Pacífico y en los extremos norte y sur). Estos bosques son relevantes por la gran capacidad de almacenar carbono, además presentan un ciclaje de carbono difícil de comparar con otros ecosistemas, siendo mucho mayor a bosques de crecimiento secundario (Wirth et al., 2009). Para nuestro país, se considera que existe una cobertura del 32,2% de este tipo de bosques en la latitud 43° s de nuestro territorio (correspondiente a Chiloé), con sectores que en gran medida podrían ser considerados como prístinos (Wirth et al., 2009).

La turbera antropogénica, o “pomponal”, llamada así por la presencia de *Sphagnum*, musgo conocido localmente como pompón, se caracteriza por formarse sobre el suelo mineral después de incendios de bosques o grandes talas rasas (Carmona et al., 2010). Este tipo de sitios, afectados por la intervención humana hace unos años, ha permitido la incorporación de especies de baja estatura que dominan el paisaje, como lo son los matorrales de *Baccharis patagonica* y los musgos del tipo *Sphagnum*. En particular la turbera de Senda Darwin presenta como especie dominante *Sphagnum magellanicum* (Díaz et al., 2008).

Según RAMSAR (2002) las turberas son grandes almacenadoras de carbono, incluso superando a los bosques, y su intervención implica la liberación de CO₂ hacia la atmósfera (Crignola y Ordóñez, 2002 citado por Valenzuela y Schlatter, 2004). Además, se ha observado que la liberación de CO₂ no solo se da por la acción de extraer la turba, también se presenta en lugares donde la turbera está en proceso de recuperación y/o descomposición, e incluso se sabe que la turba en su proceso de transporte, luego de su extracción, también emite GEIs (Cleary et al., 2005).

Actualmente, en una revisión por sitios electrónicos, no se han encontrado estudios chilenos en los que se establezcan los flujos de GEIs en suelos de bosques templados lluviosos. Por parte de las turberas solo se observa una investigación, realizada por Lehmann et al. (2016), en la Patagonia chilena, donde se encontró que turberas de *Sphagnum* presentan distintos niveles de emisión de CH₄ según factores de microforma.

Por último, la investigación aquí planteada adquiere importancia al considerar que no existen hasta ahora estudios realizados en Chiloé sobre flujos de GEI. Además, las zonas a estudiar representan ecosistemas comunes en la zona y que tienen una marcada historia de presión antrópica (Valenzuela y Schlatter, 2004). Por lo que este estudio sería un aporte a la información de estos ecosistemas en nuestro país.

Objetivo General:

Cuantificar los flujos de gases de efecto invernadero en suelos de un bosque y una turbera antropogénica en Ancud, Chiloé

Objetivos Específicos:

Estimar los flujos diarios de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso.

Modelar los flujos anuales de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso utilizando variables ambientales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la Estación Biológica Senda Darwin (EBSA) ($41^{\circ} 50'S$, $73^{\circ} 48'W$), ubicada a 15 km al este de Ancud, Chiloé. El clima característico para el sector ha sido denominado como templado-húmedo con fuerte influencia oceánica (Di Castri y Hajek 1976). La temperatura media anual es de $10^{\circ}C$ (Carmona et al., 2010) con temperaturas medias mensuales mínimas de $3^{\circ}C$ en julio, y máximas de $17^{\circ}C$ en enero (Bustamante et al., 2011).

Las precipitaciones medias anuales son de 2.110 mm según datos registrados desde 1997 hasta el año 2009 (Carmona et al., 2010), con un periodo seco donde ocurre aproximadamente un 11% de las precipitaciones anuales (enero y febrero) (Di Castri y Hajek 1976), acumulando aproximadamente un 20% entre diciembre y marzo durante la temporada de “verano austral” (Bustamante et al., 2011). Por otro lado, el 64% de la precipitación cae entre abril y septiembre (Pérez et al., 2010). Para el periodo de estudio, que abarca entre septiembre de 2014 y Agosto de 2015 (Figura 1), se registró una precipitación total anual de 2419,5 mm, concentrando el 10% de las precipitaciones entre el periodo de noviembre a marzo, y el 81% entre abril y septiembre. En este periodo se registró una temperatura media anual de $10,2^{\circ}C$, con temperaturas medias mensuales mínimas de $7,1^{\circ}C$, en el mes de Julio, y temperaturas medias mensuales máximas de $14,4^{\circ}C$, en el mes de Enero (Según registros obtenidos en la estación meteorológica ubicada en la EBSA).

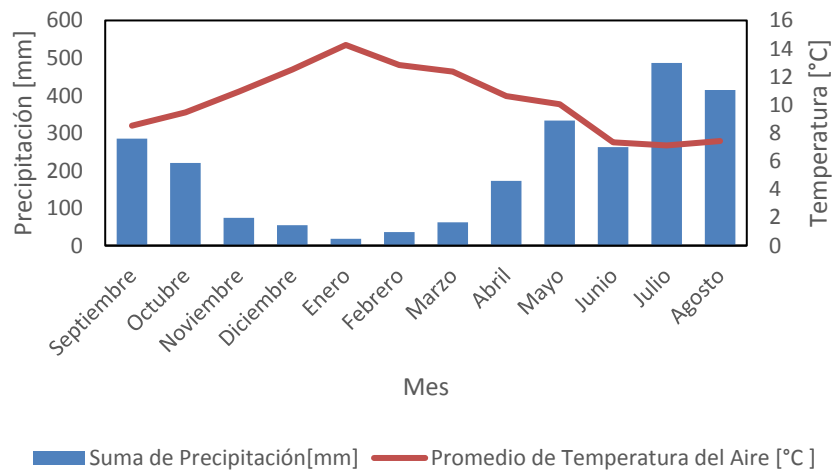


Figura 1. Precipitación mensual y temperatura media para el periodo de estudio (septiembre de 2014 y Agosto de 2015).

La vegetación presente en la EBSD se caracteriza por presentar distintos grados de intervención, relacionados a un proceso que se inició desde principios del siglo XX, donde se produjeron grandes talas e incendios intencionados para su posterior uso (Willson y Armesto, 1996). Esta prolongada intervención ha formado un mosaico de fragmentos de bosques valdiviano siempreverde y nord-Patagonico (Veblen et al., 1996), llanuras de pastoreo, pequeños campos agrícolas (Willson y Armesto 1996) y turberas de tipo secundario (o generadas por el hombre, llamadas también antropogénicas) (Carmona et al., 2010).

2.2. Descripción de sitios de estudio

Para efectos de este estudio se escogieron dos sitios de estudio, uno en el bosque y otro en la turbera de la EBSD (Figura 2). El bosque es clasificado como templado lluvioso maduro (Pérez et al., 2010) y se caracteriza por presentar árboles con áreas basales totales de al menos $80 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, con individuos que alcanzan un diámetro a la altura del pecho (DAP) $> 80 \text{ cm}$ (Gutiérrez et al., 2009). Es un bosque con una alta heterogeneidad vertical (Gutiérrez et al., 2009), con árboles que alcanzan una altura de 20 a 25 m (Díaz et al., 2006). Como especies dominantes se encuentran *Podocarpus nubigena* (Podocarpaceae), *Drimys winteri* (Winteraceae) y *Nothofagus nitida* (Nothofagaceae), presentando también especies como *Tepualia stipularis* y otras Myrtaceas (Gutiérrez et al., 2009).

El sitio presenta una topografía de altitud baja (50-100 m) (Gutiérrez et al., 2014) con suelos que se han descritos como postglaciales, altamente orgánicos, poco profundos y con drenaje de regular a bueno (Gutiérrez et al., 2009; Pérez et al., 2010). Estos suelos con profundidades $< 1 \text{ m}$ (Gutiérrez et al., 2009; Pérez et al., 2010), presentan una capa de silicato de hierro o capa dura, de espesor de 2-4 mm bajo los 52 cm aproximadamente (Gutiérrez et al., 2014), el cual dificulta el ingreso del agua y raíces a capas más profundas. En general, se han descrito con clase textural entre franca y franco limosa, de tipo Andisol y de baja densidad aparente, poseyendo una alta relación $C/N = 34$ (Pérez et al., 2010). También, se han descrito como suelos particularmente ácidos, con valores de pH entre 3,7 y 4,4 (Aravena et al., 2002).

La turbera de la EBSD se ha descrito con una acumulación de turba no muy profunda, inferior a los 30 cm, e incluso sin acumulación notable de ésta (en comparación a turberas naturales). Descrita con suelos de tipo ñadi (Veit y Garleff, 1996) presenta niveles freáticos poco profundos, saturados durante el invierno (junio-agosto) cuando las precipitaciones son más intensas (Bustamante et al., 2011). Los suelos de la turbera de la EBSD han mostrado un nivel de contenido orgánico alto en comparación con otras turberas, asemejándose a turberas ombrotropicas, presentando un contenido de C cercano al 50% (Cabezas et al., 2015). Además presenta una alta relación de $C/N = 43,7$ que tiende a disminuir en lo profundo (León y Oliván, 2014).

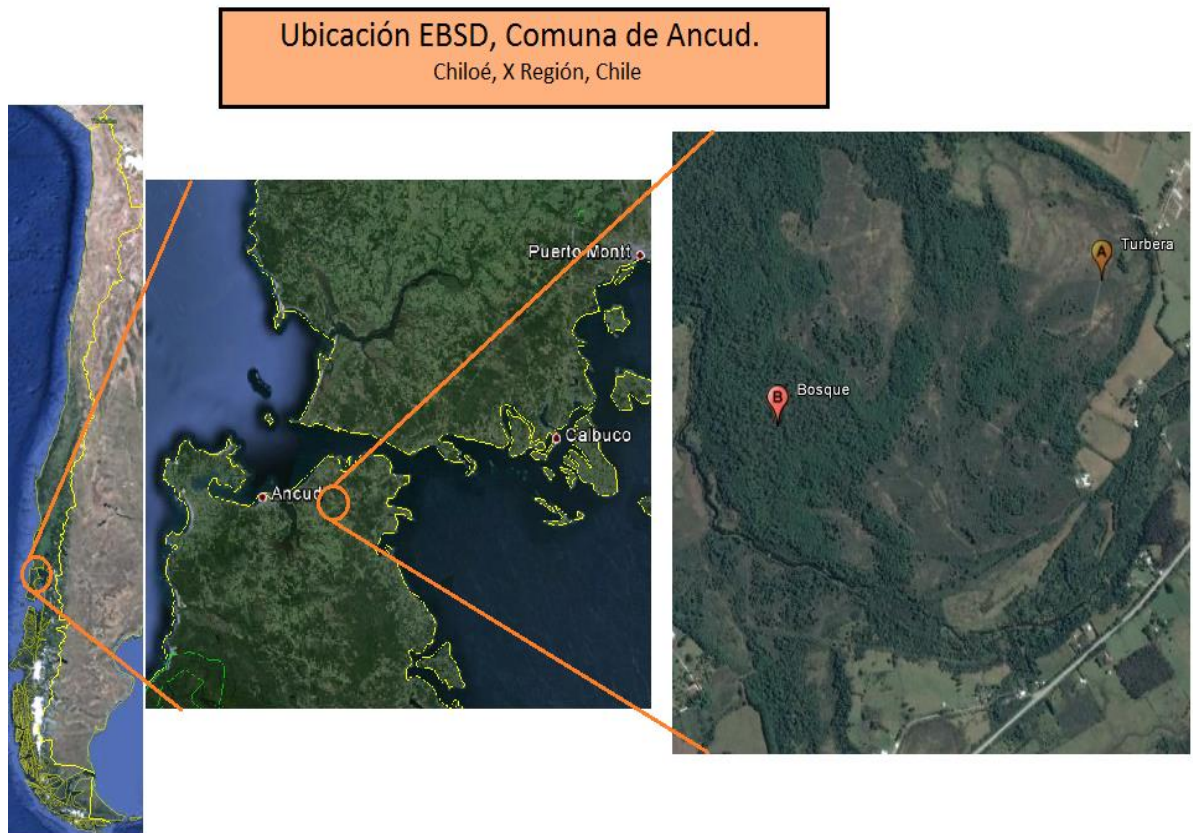


Figura 2. Imagen satelital de la ubicación de la Estación Biológica Senda Darwin, mostrando los dos sitios de estudio.

2.3. Instrumentos de medición

La obtención de concentración de gases de efecto invernadero (GEI) se realizó utilizando dos instrumentos, un sistema analizador de gases que mide la concentración de N_2O , CH_4 y H_2O en el aire, tipo Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS) (Modelo G-2308, Picarro Inc., Santa Clara CA, EEUU) y un sistema de medición automático de flujos de CO_2 (modelo LI-8100A, Li-Cor Inc., Lincoln NE, EEUU).

El sistema tipo CRDS consiste en un haz de luz de un diodo láser de una sola frecuencia que ingresa en una cavidad con tres espejos de alta reflectividad. Este haz de luz una vez que ingresa a la cavidad donde se encuentran los gases, se refleja en un ciclo de alrededor de 100.000 vueltas, alcanzando una distancia de recorrido de unos 20 km en poco tiempo (algunos microsegundos). Este rebote genera el decaimiento (ring-down) continuo del haz de luz, puesto que los espejos tienen una reflectividad de casi el 99,99% en un tiempo

determinado y que en presencia de un gas, acelera el proceso de decaimiento del haz. El contraste entre el decaimiento del haz dentro de la cavidad con gas y sin gas genera una señal calibrada para cada molécula de gas a detectar, permitiendo estimar la concentración de los gases en su interior a nivel de partes por billón e incluso por trillón para algunos gases en cada muestra (Rella et al., 2010).

El Li-8100A es un equipo que analiza muestras de gases que pasan por un filtro, controlador del contenido de agua presente en la muestra, y luego ingresan a un analizador de gases infrarrojo (IRGA por sus siglas en inglés) donde se envía un haz de luz infrarrojo que incide en la muestra de aire en la plataforma del IRGA. El sistema está calibrado con la banda de absorción que tiene el CO₂ en el infrarrojo, por lo que un sensor en el IRGA tiene la capacidad de determinar la cantidad de moléculas del gas que existen en una muestra de aire. El equipo Li-8100 se conecta a un multiplexor (modelo LI-8150), sistema que posee una bomba interna que administra el ingreso de las muestras de gas al interior del Li-8100, y que internamente controla la presión y realiza un *loop* de homogenización de cada muestra, para en paralelo enviar una muestra a ser analizada por el Li-8100A (LI-COR, 2007). Entonces, las muestras de gases son administradas por el multiplexor que tiene la capacidad de conectarse hasta a 16 cámaras de largo plazo (modelo LI-8100-104), cámaras controladas según una programación previa del usuario en el software del Li-8100. Cada cámara se programa individualmente desde este sistema y tienen la capacidad de cerrarse automáticamente cada cierto tiempo en donde se encuentren instaladas.

2.3.1. Adaptación de los instrumentos.

Se realizó un acople del equipo G-2308 a la unión entre el multiplexor y el Li-8100A (Figura 3), ya que este último no tiene la capacidad para controlar las muestras de aire que en él ingresarán. El objetivo de esta adaptación fue implementar un sistema que permita la medición de los gases objetivo (CO₂, CH₄ y N₂O) al mismo tiempo.

Las cámaras cerradas, 4 para el sitio de bosque y 3 para la turbera antropogénica, cuentan con un brazo con una bomba neumática que permite la apertura y cierre sobre anillos de PVC (20 cm de diámetro y 10 cm de alto) fijados en el suelo, estos sirven de soporte y permitiendo un sellado de la cámara durante la medición. Los anillos fueron instalados al inicio del experimento y se mantuvieron fijos durante todo el periodo de medición, además se enterraron en distintos sectores a más de 2 m de distancia. En particular, la ubicación de los anillos y cámaras fue determinada considerando la cobertura de vegetación sobre el suelo y la densidad de plantas a un radio de 2 m, de lo que se obtuvo los micrositios que representan la variabilidad dentro de cada ecosistema y que se encuentra a un radio máximo de 15 m desde el multiplexor (distancia límite del sistema). Se debe considerar que luego de instalar los anillos en cada micrositio y antes de cada medición, se removió toda la vegetación viva aérea al interior de los collares.

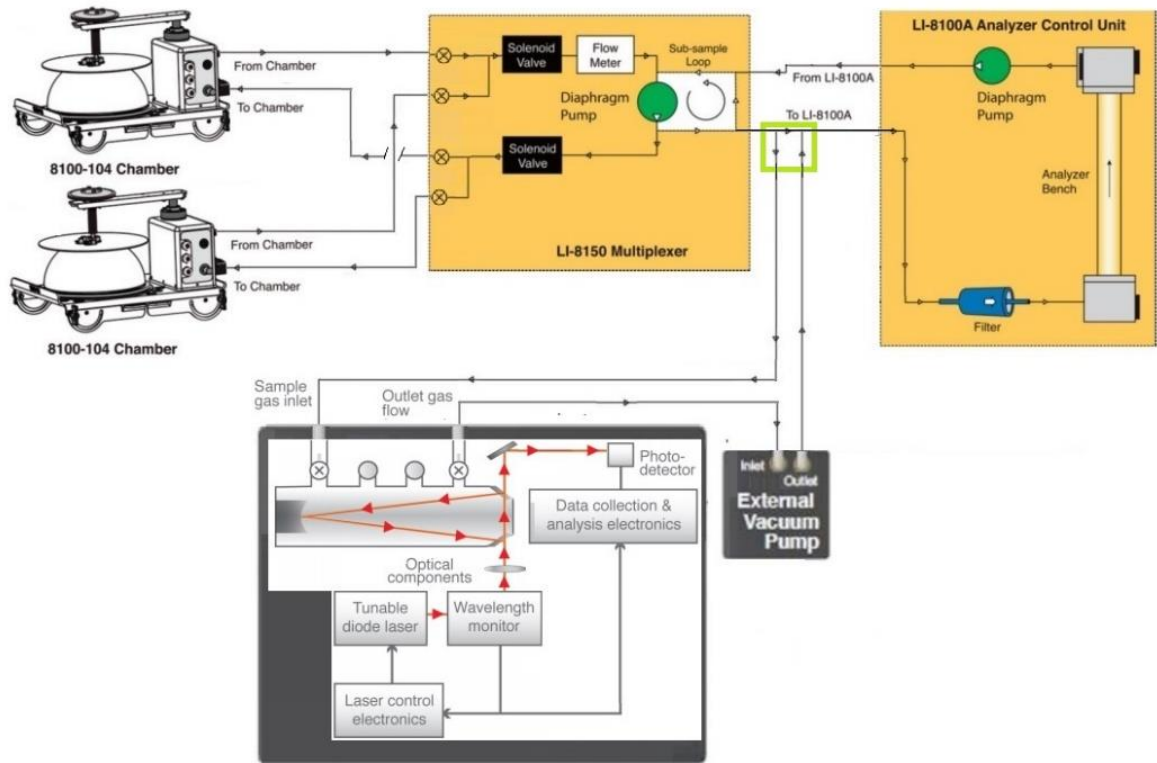


Figura 3. Diagrama de equipos analizadores de gases y su unión (modificado de LI-COR, 2007 y Rella et al., 2010). El cuadro verde muestra la unión implementada entre los equipos.

2.3.2. Programación de los instrumentos

Puesto que es el sistema Li-8100 con el multiplexor controlan la apertura y cierre de las cámaras, fue en este sistema donde se programó el ciclo de medición. El software integrado en este sistema cuenta con una configuración libre de distintas etapas en una medición, las que se presentan a continuación. El software del equipo cuenta con una programación del tiempo total de medición, configurada para obtener 4 observaciones por hora en el bosque y 3 en la turbera, con un total esperado de 96 y 72 observaciones respectivamente en promedio por día. Este número de observaciones se vio alterado por problemas técnicos, como cortes de luz o reinicios anómalos en los sistemas, por lo que el número total de observaciones varió según el mes (Cuadro 1).

Cuadro 1. Número total de observaciones por mes para cada ecosistema estudiado.

Año	2014				2015								Total	
	Mes	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul		Ago
Bosque	Muestras	96	100	96	100	96	96	96	96	96	96	160	96	1224
Turbera	Muestras	78	69	66	60	75	72	75	63	72	33	-	66	729

También se debió configurar cada observación en particular, asignándole 8 minutos de medición por cámara. Esta observación, o medición de 8 minutos, necesitó de la configuración de una “banda muerta”, tiempo donde se genera una homogenización del gas al interior de la cámara, configurada en 30 segundos y una etapa de pre y post ventilación, donde existe una circulación del aire con la cámara abierta (no se consideran estos datos para el cálculo del flujo), configurada en 30 segundos cada una (Figura 4).

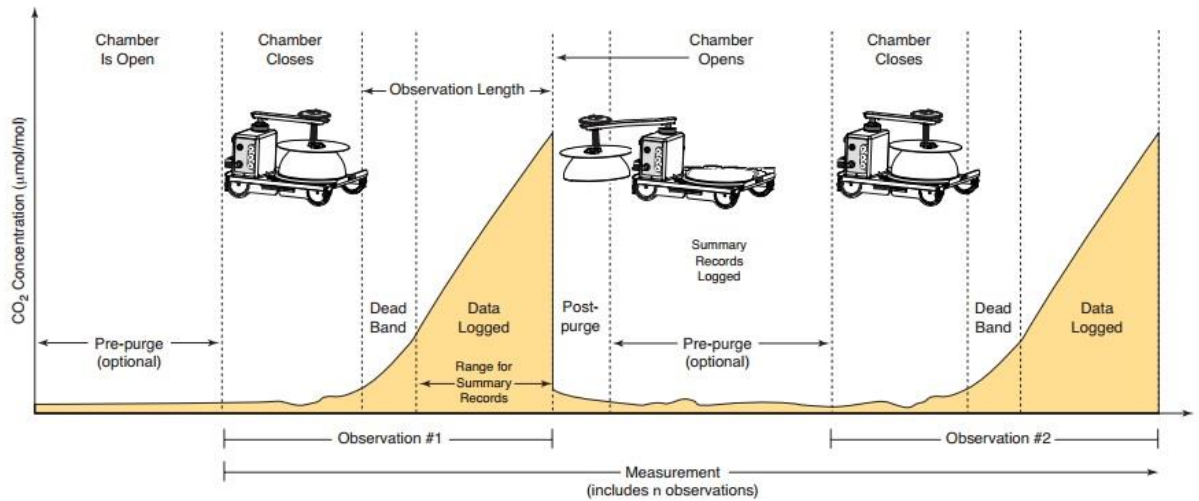


Figura 4. Diagrama de las etapas en cada observación hecha por las cámaras (modificado de LI-COR, 2007)

Por otro lado, el sistema G-2308 no tiene un software que identifique el cierre y apertura de las cámaras, por lo que se realizó una observación continua del tiempo total que duró la medición programada en el software del equipo Li-8100.

2.4. Obtención de flujos

En el caso del sistema Li-8100, la concentración de gases es almacenada en un formato especial (formato .81x) que puede ser leída por el programa Soil Flux Pro, creado por Li-Cor®. Estos archivos se presentan como un paquete de datos que reúne las concentraciones de cada observación. El flujo obtenido por este software es calculado según la concentración de CO₂ a través del tiempo, con la fórmula (LI-COR, 2007):

$$F_c = \frac{10VP_0 \left(1 - \frac{W_0}{1000}\right) dC'}{RS(T_0 + 273,15) dt}$$

(Ecuación 1),

donde F_c es el flujo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), V es el volumen interior de cámara y porción de cilindro de PVC sobre la superficie (cm^3), W_0 es la fracción molar inicial de agua (mmol mol^{-1}), P_0 es la presión inicial (KPa), S es el área de superficie del suelo (cm^2), T_0 es la temperatura inicial del aire ($^{\circ}\text{C}$), R es la constante universal de gases y dC'/dt es la tasa de cambio inicial en fracción de moles de CO₂, corregidos con respecto al agua y medido en ($\mu\text{mol m}^{-1}\text{s}^{-1}$). La tasa de cambio que utiliza el software se obtiene de un ajuste lineal o exponencial entre la concentración y el tiempo, computando el flujo según el mejor ajuste de los datos.

El programa Soil Flux Pro permite adjuntar los datos obtenidos por el equipo G-2308 de Picarro a la base de datos generada por el Li-8100, facilitando el cálculo de sus flujos con el mismo método (ecuación 1). Se debe señalar que para asegurar el correcto cálculo en los flujos, se debió revisar cada observación que arrojara valores anómalos de flujos, pues en algunos casos, se presentaban mediciones sin datos o con desfase en el inicio y término considerado en una observación.

Una vez realizada la importación de datos, generando una compilación de medición para cada mes, se calcularon los flujos y exportaron los archivos a un formato que pueda ser analizado por sistemas estadísticos como R-Project. En este caso los gases fueron considerados con un flujo distinto de cero si mostraban diferencias estadísticamente significativas en el ajuste lineal ($p < 0.05$) (Barlaz et al, 2004) entre la concentración del gas y el tiempo, para los dos ecosistemas. Adicionalmente, se consideró que el coeficiente de variación de la estimación del flujo no fuera superior a 20%, 10% y 5% en los gases N₂O, CH₄ y CO₂, respectivamente.

Como restricción adicional, se consideró que en el ecosistema de bosque las regresiones lineales con un valor de $R^2 < 0,85$ para el CO₂ y $< 0,75$ para el CH₄ fueran consideradas con un flujo nulo o 0 (Miao et al., 2012), y que en la turbera el CO₂ no tenga un R^2 inferior a 0,75. Con estas condiciones se rechazaron (o dejaron en flujo cero) 0, 2 y 1.057 observaciones para los gases CO₂, CH₄ y N₂O, en el ecosistema de bosque y 6, 158 y 631 observaciones para los gases CO₂, CH₄ y N₂O, en el ecosistema de turbera. Finalmente, y una vez obtenido el total de flujos por cada ciclo de observación, se calculó el flujo medio entre cámaras de cada ciclo, obteniendo 306 y 243 observaciones para bosque y turbera respectivamente.

Luego, con los flujos de cada ciclo se obtuvo un promedio de flujo diario para cada mes.

2.5. Obtención de parámetros ambientales.

Se registraron datos micrometeorológicos desde estaciones instaladas en cada sitio de estudio, que consideraron precipitación (Modelo 52202, RM Young, Traverse City, MI, EEUU), temperatura y humedad del aire (modelo HMP155A, Vaisala, Helsinki, Finlandia). Estas variables fueron registradas sobre el dosel del bosque (40 m de altura) y a 3 m de altura en la turbera. Además, se registraron datos obtenidos desde el suelo (5 cm de profundidad) a través de un sensor de temperatura en suelo (modelo TCAV, Campbell Scientific Inc. (CSI), Logan, UT, EEUU); un sensor de contenido volumétrico de agua en suelo (modelo CS616, CSI). Por último, un sensor que mide el nivel freático, o nivel de agua en suelo (Modelo CS451, CSI), caracterizado por entregar valores de profundidad y temperatura del agua. Cada sensor fue ubicado a un radio menor a 15 m y a más de 1 m de las cámaras. Estas variables ambientales fueron registradas cada 30 minutos, de manera que se pudo asociar cada medición de flujo con los datos micrometeorológicos, se muestran en las figuras 5 y 6

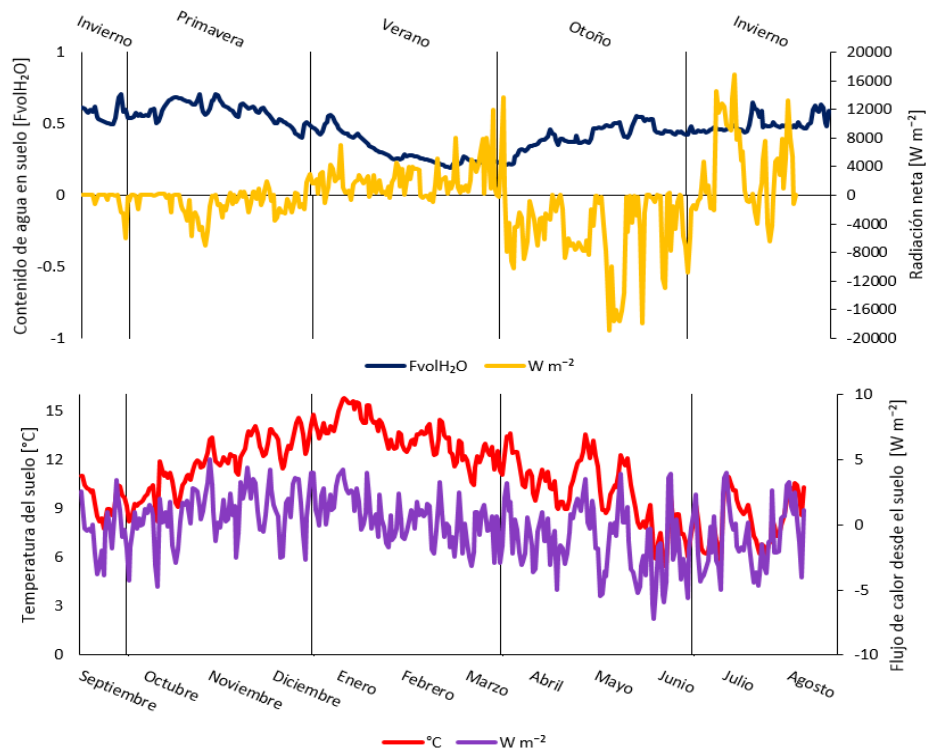


Figura 5. Gráfico de los registros de contenido de agua en suelo, radiación neta, temperatura de agua en suelo y flujo de calor desde el suelo en el bosque para el periodo de muestreo.

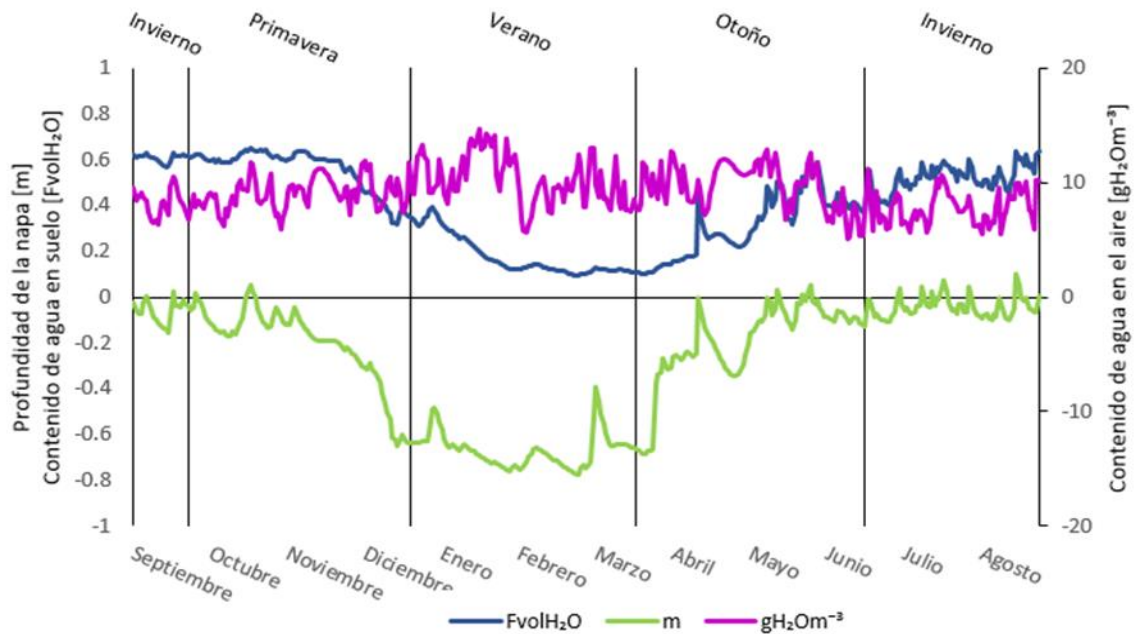


Figura 6. Gráfico de los registros de profundidad de la napa, contenido de agua en suelo y contenido de agua en el aire para el periodo de muestreo en el bosque.

2.6. Modelación y estimación del flujo anual

Con el objetivo de obtener los flujos anuales, fueron analizados los flujos horarios en busca de valores extremos o anómalos, se consideró un rango máximo de ± 3 desviaciones estándares (Perez-Quezada et al., 2007), eliminando los datos que quedaron fuera. Además, en el bosque se observó que septiembre y julio corresponden a las únicas campañas que registraron flujos medios sobre $10 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}$. Estos valores duplican e incluso cuadruplican el valor del flujo medio observado, por lo que se realizó un análisis adicional en estos meses, comparando lo registrado en estas campañas con lo obtenido por otro estudio en paralelo donde se midieron los flujos de CO_2 en días anteriores y posteriores a esta campaña (Anexo I).

La comparación entre 6 días antes y después de las mediciones registradas en las campañas del 11 y 12 de septiembre, como entre el 16 y 17 de julio, muestran un aumento abrupto y no explicado por ninguna variable ambiental en estos días, por lo tanto, estos datos también fueron considerados como outliers.

Con la eliminación de los valores considerados como outliers, se obtuvo un total de 219 y

225 observaciones en bosque y turbera respectivamente, para ser utilizadas en la modelación. Por otro lado, si bien las variables ambientales fueron obtenidas cada 30 minutos, por problemas técnicos, en el bosque no se pudo obtener datos en octubre, y en la turbera no se registraron datos en diciembre y julio, generando una disminución de datos ambientales disponibles a ser relacionados con los flujos. Finalmente, se obtuvo un total de 198 y 201 observaciones para ser utilizadas en la modelación, en bosque y turbera respectivamente.

El total de datos se dividió en un 90%, para el análisis de modelación, y un 10%, para la evaluación del modelo. En la modelación se utilizó el paquete “leaps”, del software estadístico R, método de análisis que consiste en realizar una búsqueda exhaustiva de los mejores subconjuntos de variables ambientales que predigan, a través de una regresión lineal, la variable flujo. Este paquete entrega un ranking de los mejores modelos según su coeficiente de correlación lineal, además presenta un análisis de criterio de información bayesiano (BIC, según sus siglas en inglés) que ayudan en la elección del mejor modelo.

Posteriormente, y puesto que este análisis no discrimina aquellas variables que presentan colinealidad, se aplicó un análisis de regresión de mínimos cuadrados a partir del factor de inflación de varianza (VIF, según sus siglas en inglés) (Chatterjee y Price, 1991) para corroborar la independencia entre las variables predictoras usadas en la modelación. Para aplicar este análisis se utilizó un código del software estadístico R, donde el usuario plantea el límite del valor de VIF para que una variable sea descartada del modelo. Como se considera que un $VIF > 5$ muestra colinealidad alta, por seguridad y según lo recomendado, se consideró que el análisis por VIF muestre un valor < 3 (Zuur et al., 2010).

Una vez obtenido el modelo para cada gas, se utilizaron los datos ambientales obtenidos por hora para la estimación de un flujo medio por hora en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para el CO_2 y $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para el CH_4 y N_2O . Luego se calculó el flujo diario estimado, en gramos de $\text{CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), miligramos de $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) y miligramos de $\text{N}_2\text{O} \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ($\text{mg N}_2\text{O} \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$).

Algunos flujos diarios no pudieron ser estimados con los modelos, ya que por problemas técnicos algunos datos ambientales no fueron registrados durante uno o dos días completos. Ante la falta de estos datos, se decidió interpolar los flujos estimados, utilizando el método *spline*, para completar la serie anual. Luego, se transformaron los flujos a gramos emitidos (flujo con valor positivo) o consumidos (flujo con valor negativo) anualmente del gas X en un metro cuadrado ($\text{g X m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), para cada ecosistema. Se debe aclarar que, cuando entre la atmósfera y el suelo se presenta un flujo de valor negativo se entiende por ello el consumo o fijación de un gas, por lo tanto, al hablar de consumo o fijación se ha puesto el valor solamente en su forma positiva.

Finalmente, y de forma adicional, se calcularon los valores de CO_2 equivalente, según el potencial de calentamiento global, para los gases CH_4 y N_2O en cada ecosistema. Para ello se utilizó los valores presentes en el U.S. Environmental Protection Agency (2014) donde estiman que el CH_4 y N_2O tienen un potencial de calentamiento global de 21 y 310, respectivamente.

3. RESULTADOS

3.1. Flujos diarios

La cuantificación de flujos de CO₂ para el bosque registró un flujo mínimo de 1,485 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, en el mes de octubre (1,785 \pm 0,04 (media \pm error estándar)). A su vez, registró un flujo máximo de 6,259 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de enero (5,847 \pm 0,141). Esto sin considerar las campañas considerados como outliers (cuadro en rojo en Figura 7-A)

En la cuantificación del flujo de CH₄ (Figura 7-B), se registró un emisión máxima de 0,186 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de mayo, valor particular ya que es el único registro de un valor positivo en los flujos de metano, en este sitio. La observación anterior a este registro muestra una fijación de 0,203 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, media para el mes de mayo de 0,455 \pm 0,15. Por otro lado, se observó que la mayor fijación fue de 1,35 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ registrada el mes de enero, con media de 1,319 \pm 0,024.

Para el N₂O se registró un flujo máximo de 0,627 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de mayo, media registrada para ese mes de 0,026 \pm 0,129. Por otro lado, el flujo más negativo (mayor fijación) registrado es de -0,829 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de junio, con media de -0,033 \pm 0,172. Como para los otros dos gases este mes es considerado como outlier, por lo que el flujo más negativo registrado se presenta en noviembre con 0,07 $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y media de -0,01 \pm 0,025. Además, considerando todas las campañas de medición, se pudo observar que los flujos más altos se presentaron el 17 de diciembre. Como se puede observar en la Figura 7-C, los valores varían de positivo a negativo no solo en cada mes, sino dentro de cada campaña de medición, y no presentan el patrón observado en los gases anteriores.

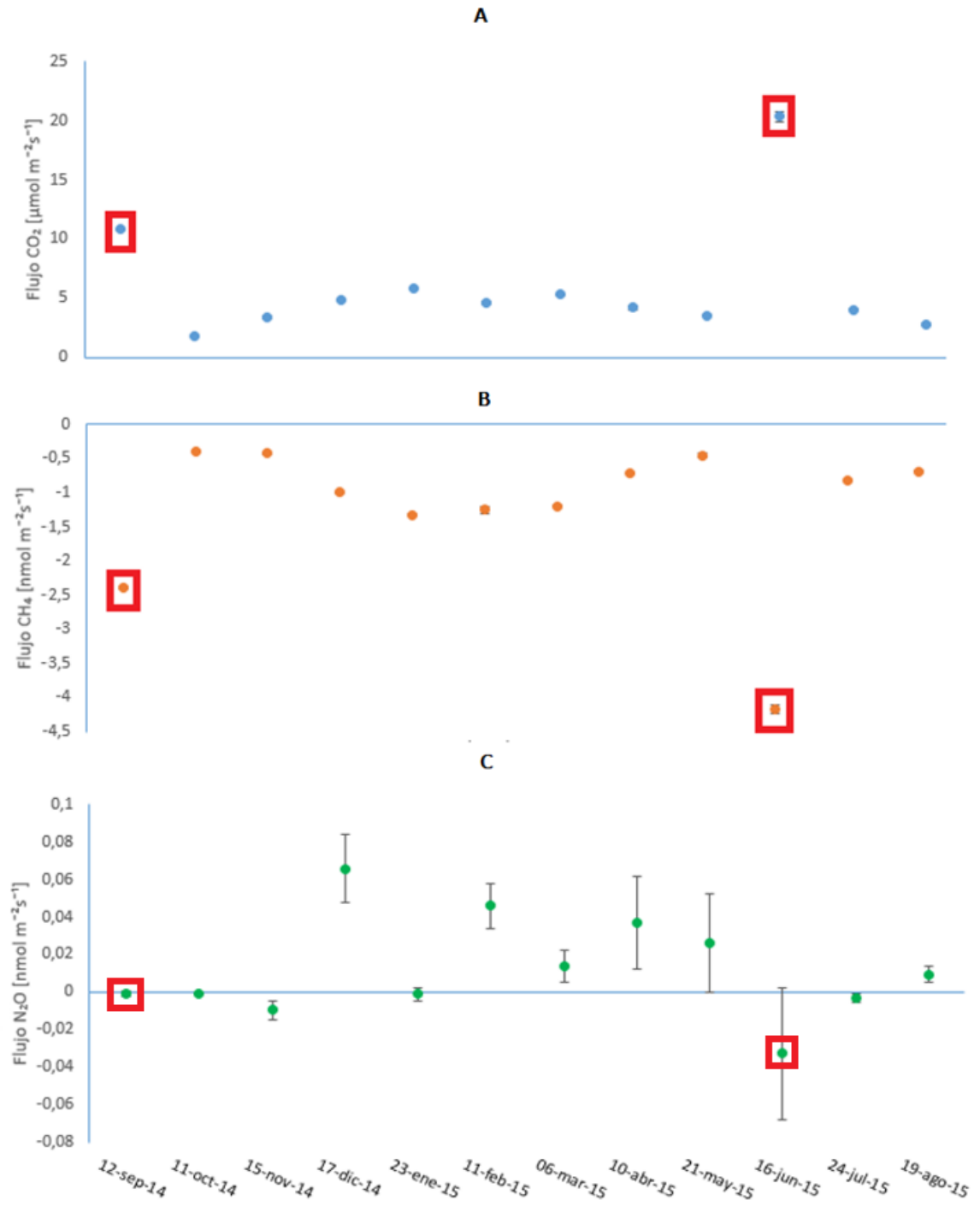


Figura 7. Gráfico de flujos medios diarios, con barras de error estándar, observados para el CO₂, CH₄ y N₂O (gráficos A, B y C respectivamente) para cada campaña de muestreo. Los cuadros rojos muestran los datos considerados como outliers.

La cuantificación de flujos para la turbera registró un flujo máximo de $3,65 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, para el CO_2 , en la campaña de febrero, con media de $2,459 \pm 0,483 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. El flujo más bajo registrado en este sitio se presentó en diciembre, con $0,298 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, media de $1,329 \pm 0,432 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Se observa (Figura 8-A) que la mayoría de los flujos más altos se encuentran entre las campañas del 23 de enero y el 21 de mayo.

En la cuantificación de los flujos de CH_4 se registró una emisión máxima de $0,129 \eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de octubre, con un flujo medio de $-0,004 \pm 0,07 \eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. A su vez, se observó una fijación máxima de $0,803 \eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de febrero, media de $0,64 \pm 0,08$. Se observa (Figura 8-B) que los valores del CH_4 fueron más negativos en el periodo comprendido entre las mediciones de las campañas del 23 de enero y 11 de abril. Además, se pudo observar que entre las campañas del 13 de septiembre y 14 de noviembre se registraron valores tanto positivos como negativos en los flujos.

El N_2O presentó un flujo máximo de $0,168 \eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de enero, media de $-0,01 \pm 0,047$, y un flujo mínimo de $-0,11 \eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el mes de agosto, media de $-0,0018 \pm 0,053$. En este caso, no se observó un patrón claro de máximos o mínimos entre campañas de medición (Figura 8-C), por otro lado, se observa que cada campaña realizada registró valores tanto positivos como negativos.

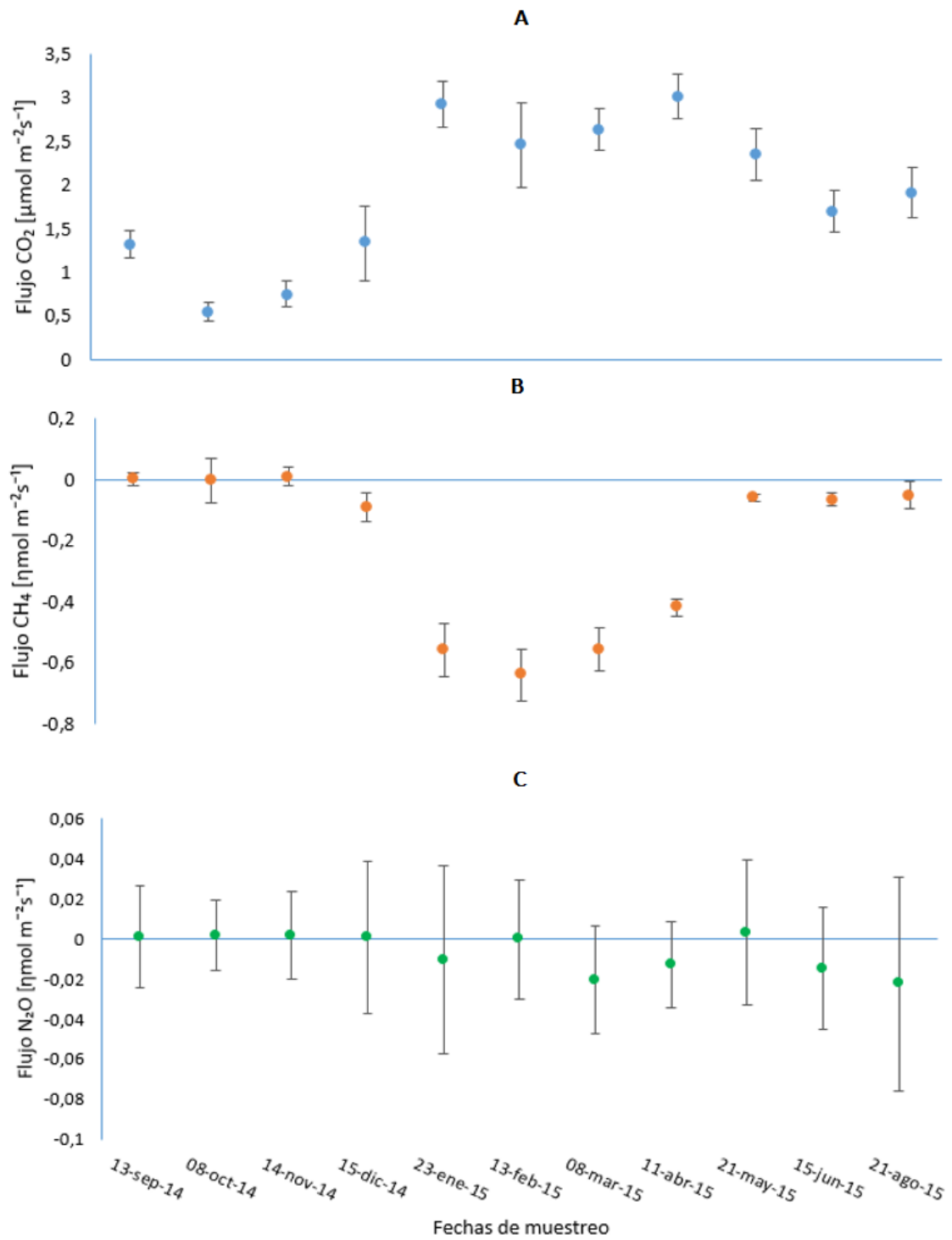


Figura 8. Gráfico de flujos medios diarios observados, con barras de error estándar, para el CO₂, CH₄ y N₂O (gráficos A, B y C respectivamente) para cada campaña de muestreo.

3.2. Resultado de modelación

3.2.1. Ecosistema de bosque

El modelo lineal multivariado resultante para el CO₂ presentó un R² ajustado de 0,733 considerando tres variables (Cuadro 2), flujo de calor de suelo, contenido de agua en suelo y temperatura del suelo (VIF de 1,429, 2,031 y 1,891, respectivamente). Al comparar los flujos modelados con las observadas se obtuvo un R² de 0,771 (n=20) y un RMSE de 0,495 (Anexo II).

Para el flujo de CH₄, el modelo lineal multivariado presentó un R² ajustado de 0,68 considerando solo dos variables (Cuadro 2), contenido de agua en suelo y radiación neta (VIF de 1,055 y 1,055, respectivamente). Al comparar los flujos modelados con las observadas se obtuvo un R² de 0,679 (n=20) y un RMSE de 0,161 (Anexo III).

Para el flujo de N₂O se observó un R² ajustado de 0,079 en el análisis del ajuste lineal multivariado, el mejor modelo a considerar se obtuvo con cuatro variables ambientales, las que al ser analizadas por su valor VIF (no superior a 1,23) no se descartó ninguna variable. Por último, al rechazar aquellas variables poco significativas, se obtuvo un modelo con un R² ajustado de 0,077 considerando solo a las variables contenido de agua en suelo y flujo de calor de suelo (Cuadro 2).

Cuadro 2. Modelos obtenidos para el ecosistema de bosque, principales variables involucradas, R² Ajustado y valor de p obtenido.

Gas		Intercepto	Contenido agua del suelo	Temperatur a de suelo	Flujo de calor de suelo	Radiación neta	R ² Ajustado
			Fracción volumétrica de agua en suelo	°C	W m ⁻²	W m ⁻²	
CO ₂ *	Estimación	3,457	-3,182	0,158	0,159		0,733
	Valor de p	5,81e-14	<2e-16	1,08e-09	1,34e-13		<2e-16
CH ₄ **	Estimación	-1,614	1,781			-2,14e-05	0,68
	Valor de p	<2e-16	<2e-16			<2e-16	<2e-16
N ₂ O**	Estimación	8,27e-2	-1,74e-1		-5,40e-06		0,077
	Valor de p	0,001	0,006		0,0007		0,001

*en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$,

**en $\eta\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$

3.2.2. Ecosistema de turbera

El mejor modelo obtenido para el CO₂, en el ecosistema de turbera, presentó R² ajustado de 0,77 considerando solo a las variables contenido de agua en suelo, profundidad de napa y contenido de agua en aire (VIF no mayor a 2,7) (Cuadro 3). En la comparación de los flujos modelados con las observadas se ha observado un ajuste de R² de 0,815 (n=23) y un RMSE de 0,438 (Anexo IV).

Para el CH₄ se obtuvo un R² ajustado de 0,939 considerando las variables contenido de agua en suelo y profundidad de napa, y un VIF no superior a 2,7. En la comparación de los flujos modelados con los observados, se obtuvo un R² de 0,919 (n=23) y un RMSE de 0,081 (Anexo V).

Para el flujo de N₂O se observó un R² ajustado de 0,094 en el análisis del ajuste lineal de todas sus variables, el mejor modelo a considerar se obtuvo con 7 variables ambientales, las que al ser analizadas por su valor VIF se observó que 3 de estas presentaban colinealidad (VIF sobre 5 en sus variables). Con lo anterior y descartando estas variables, así como las

que presentaban poca significancia, se obtuvo un modelo con R^2 ajustado de 0,055 considerando solo al contenido de agua en suelo, temperatura de agua en suelo y flujo de calor (Cuadro 3).

Cuadro 3. Modelos obtenidos para el ecosistema de turbera, principales variables involucradas, R^2 Ajustado y valor de p obtenido.

Gas	Intercepto	Contenido agua en Suelo	Profundidad en Napa	Contenido Agua Aire	Temperatura de agua	Flujo Calor	R^2 Ajustado
		Fracción volumétrica de agua en suelo	cm	gramos m^{-3}	$^{\circ}C$	$W m^{-2}$	
CO ₂	Estimación	2,793	-4,077	0,014	0,1126		0,77
	Valor de p	<2e-16	<2e-16	6,04e-11	2,61e-14		<2e-16
CH ₄	Estimación	-0,512	0,937	0,0033			0,939
	Valor de p	<2e-16	<2e-16	<2e-16			<2e-16
N ₂ O	Estimación	-0,096	0,062		0,006	-0,001	0,055
	Valor de p	0,001	0,0007		0,0056	0,037	0,003

*en $\mu mol m^{-2} s^{-1}$,

**en $\eta mol m^{-2} s^{-1}$

3.3. Estimaciones diarias y flujo anual estimado

3.3.1. Ecosistema de bosque

El flujo estimado por el modelo presenta valores para el dióxido de carbono que van desde los 7,3 a los 21,6 g CO₂ m⁻² día⁻¹. Se puede observar una tendencia a presentar flujos más bajos entre inicios de junio y fines de octubre (Figura 9), con flujos medios de 11,1±1,963 g CO₂ m⁻² día⁻¹ en julio y 11,6±1,187 g CO₂ m⁻² día⁻¹ en septiembre. A su vez se observan flujos más altos entre inicios de enero y abril, con flujos medios de 18,3±2,075 g CO₂ m⁻²

dia⁻¹ en enero y $17,7 \pm 1,39$ g CO₂ m⁻² dia⁻¹ en marzo. El 41,4% de las emisiones se concentran entre diciembre y marzo (Cuadro 4), en el periodo descrito como verano austral. Entre estos meses se observa que las emisiones son mayores en enero, con $576,9$ gramos CO₂ m⁻² mes⁻¹ (11,2% del total). Por otro lado, el 33,8% de las emisiones anuales se concentran entre junio y octubre, con emisiones que no superan los 360 gramos CO₂ m⁻² mes⁻¹. La estimación anual obtenida para el periodo observado llega a $5.162,1$ g CO₂ m⁻² año⁻¹.

La estimación del metano presenta flujos que van desde los $-0,3$ a los $-1,932$ mg CH₄ m⁻² dia⁻¹, denotando fijación del gas. Se observa que los consumos más bajos se presentaron entre mediados de mayo y noviembre, con $0,937 \pm 0,267$ mg CH₄ m⁻² dia⁻¹ y $0,654 \pm 0,119$ mg CH₄ m⁻² dia⁻¹, respectivamente. Para inicios de diciembre se observa una tendencia a una mayor fijación (Figura 9), marcándose en los meses siguientes. El consumo medio de diciembre alcanzó los $1,018 \pm 0,108$ mg CH₄ m⁻² dia⁻¹, luego el mayor consumo registrado fue en marzo, con $1,7 \pm 0,087$ mg CH₄ m⁻² dia⁻¹. El periodo estimado muestra fijaciones de CH₄ durante todo el año. Entre enero y abril se concentra el 44,8% del consumo anual (Cuadro 4), registrándose un mayor consumo en el mes de marzo, con $53,3$ mg CH₄ m⁻² mes⁻¹. El consumo acumulado más bajo se observa entre septiembre y noviembre, con noviembre como el mes de menor consumo ($19,6$ gramos CH₄ m⁻² mes⁻¹). La estimación anual obtenida para el periodo observado muestra un consumo de $402,2$ mg CH₄ m⁻² año⁻¹.

En cuanto al óxido nitroso, este no pudo ser estimado puesto que los modelos obtenidos no logran una predicción del flujo adecuada. Debido a esto, se consideraron como flujos con valor cero. Usando los flujos anteriores se ha calculado el balance de CO₂-eq anual para este ecosistema, calculado en $5.170,5$ g CO₂-eq m⁻² año⁻¹.

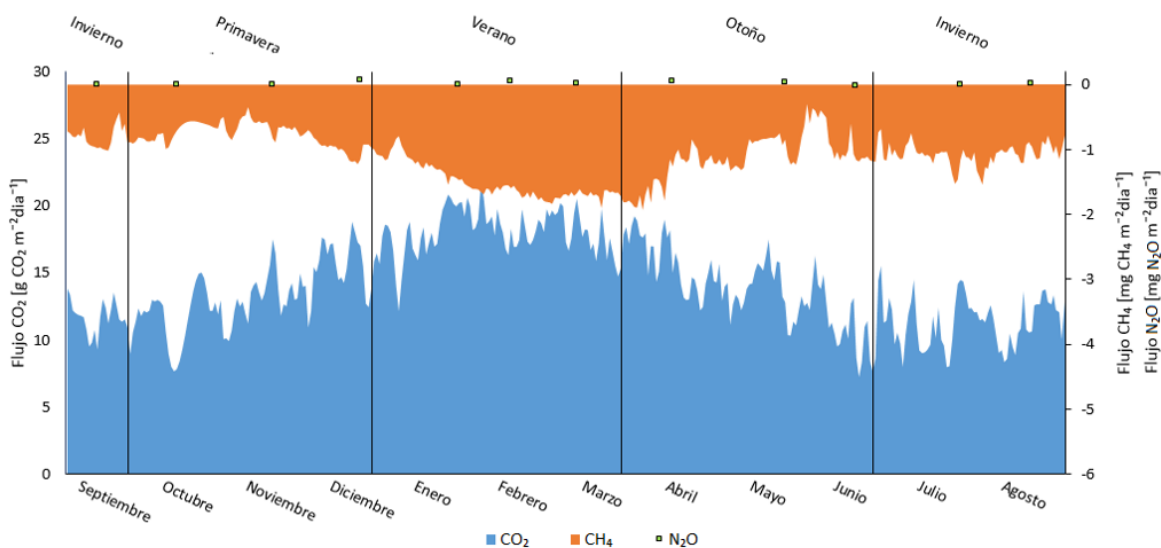


Figura 9. Gráfico de flujos medios diarios estimados para los gases durante el año de muestreo en el bosque; el óxido nitroso se ve como flujos puntuales porque no pudieron ser modelados.

Cuadro 4. Flujos de dióxido de carbono y metano estimados para cada mes observado en el bosque.

Mes	Flujo de CO ₂		Flujo de CH ₄	
	(g CO ₂ m ⁻² mes ⁻¹)	(%)	(mg CH ₄ m ⁻² mes ⁻¹)	(%)
Septiembre	348,6	6,8	-24,7	6,1
Octubre	360,7	7,0	-21,7	5,4
Noviembre	406,3	7,9	-19,6	4,9
Diciembre	497,8	9,6	-31,3	7,8
Enero	576,9	11,2	-42,2	10,5
Febrero	515,3	10,0	-47,0	11,7
Marzo	548,5	10,6	-53,5	13,3
Abril	449,9	8,7	-37,5	9,3
Mayo	420,5	8,1	-29,1	7,2
Junio	340,8	6,6	-28,3	7,0
Julio	344,8	6,7	-34,7	8,6
Agosto	351,9	6,8	-32,6	8,1
Total	5162,1	100	-402,2	100

3.3.2. Ecosistema de turbera

El flujo estimado por el modelo para el CO₂ muestra emisiones que van desde los 3,3 a los 12,1 g CO₂ m⁻² día⁻¹. Se puede observar que las emisiones superan los 8 g CO₂ m⁻² día⁻¹ entre enero y mayo (Figura 10), presentando una emisión mayor en los meses marzo y abril, con flujos medios de 9,5±0,857 g CO₂ m⁻² día⁻¹ y 10,2±1,043 g CO₂ m⁻² día⁻¹. Luego, las emisiones tienden a disminuir desde julio, presentando los flujos más bajos entre septiembre y fines de noviembre, con flujos medios de 4,376±0,498 g CO₂ m⁻² día⁻¹ y 4,474±0,166 g CO₂ m⁻² día⁻¹, respectivamente. El 55% de las emisiones anuales se concentran entre enero y mayo (Cuadro 5), donde se observa que las emisiones máximas son en abril, con 307,6 g CO₂ m⁻² mes⁻¹ (12,3% de las emisiones anuales). Por otro lado, las emisiones más bajas se presentaron entre septiembre y noviembre (Cuadro 5), no superando los 5,3 g CO₂ m⁻² mes⁻¹ (en conjunto estos 4 meses acumulan el 15,8% de las emisiones anuales). La estimación anual obtenida para el periodo observado llega a 2.508,4 g CO₂ m⁻² año⁻¹.

La estimación del metano muestra flujos que van desde los -0,938 a los 0,167 mg CH₄ m⁻² día⁻¹. Se observa (Figura 10) que desde inicios de junio existen pequeñas emisiones, con valores por debajo de los 0,092 mg CH₄ m⁻² día⁻¹, que luego se hacen más frecuentes en los meses posteriores. Las principales emisiones se presentan en septiembre, con flujos medios

de $0,057 \pm 0,044 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Luego, en octubre y la primera mitad de noviembre se observa un flujo más bajo, con media de $0,044 \pm 0,051$ y $0,044 \pm 0,027 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente. Por otro lado, desde la segunda mitad de noviembre se puede observar (Figura 10) consumo del gas, con $0,046 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Este consumo aumenta en meses posteriores alcanzando una media por sobre los $0,7 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, entre enero y marzo. Las fijaciones se mantienen hasta fines de mayo, donde nuevamente se observan pequeñas emisiones puntuales. El balance mensual del gas muestra que existe principalmente fijaciones, desde el suelo de la turbera, con emisiones que no superan los $2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$. Incluso, en noviembre la emisión es de $0,1 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$. Luego de este mes, se observa (Cuadro 5) que el 62,731% del consumo anual se concentra entre enero y marzo, con un máximo consumo acumulado en el mes de marzo, con $-26,6 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$ (22,9% del consumo anual). Por otro lado se observa que el consumo disminuye 3 meses antes de presentarse las emisiones (junio a agosto), observándose una disminución paulatina entre estos meses (de 5 a $1 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$). La estimación anual obtenida para el periodo observado muestra un consumo de $116,2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$.

Al igual que en el caso del bosque, el óxido nitroso no pudo ser estimado puesto que las variables ambientales no explicaban el flujo de dicho gas. El cálculo de $\text{CO}_2\text{-eq}$ anual muestra una emisión de $2.506 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2}\text{año}^{-1}$.

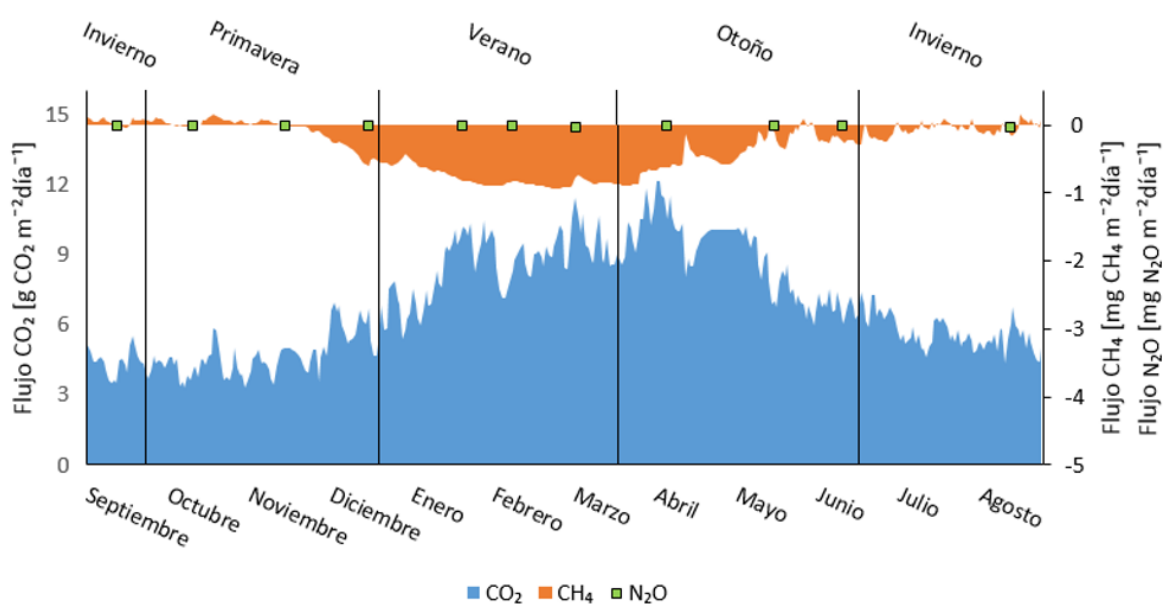


Figura 10. Gráfico de flujos medios diarios estimados para los gases durante el año de muestreo, el óxido nitroso se ve como flujos puntuales porque no pudieron ser modelados.

Cuadro 5. Flujos de dióxido de carbono y metano estimados y ordenados para cada mes observado.

Mes	Flujo de CO ₂ (g CO ₂ m ⁻² (%) mes ⁻¹)		Flujo de CH ₄ (mg CH ₄ m ⁻² (%) mes ⁻¹)	
Septiembre	132,1	5,3	1,7	-1,5
Octubre	131,7	5,3	1,4	-1,2
Noviembre	132,5	5,3	-0,1	0,1
Diciembre	188,3	7,5	-13,1	11,3
Enero	257,0	10,2	-21,7	18,7
Febrero	245,2	9,8	-24,6	21,2
Marzo	294,2	11,7	-26,6	22,9
Abril	307,6	12,3	-16,2	13,9
Mayo	274,4	10,9	-9,4	8,1
Junio	201,8	8,0	-4,6	3,9
Julio	178,7	7,1	-1,8	1,6
Agosto	164,9	6,6	-1,1	1,0
Total	2508,4	100	-116,2	100

4. DISCUSIÓN

4.1. Patrones diarios de los flujos observados

4.1.1. Ecosistema de bosque

Las emisiones de dióxido de carbono presentan un claro patrón diario, aumentando mientras avanza el día y disminuyendo cuando se acerca la noche. Esto se observa especialmente en abril (Anexo VI), donde los flujos variaron de 3 a 5,7 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, de la noche al día. Este patrón estaría explicado en su mayor parte por la relación que existe entre el flujo de CO₂ y la temperatura, tema ampliamente discutido en la literatura. En un estudio en un bosque templado de coníferas en Japón, se encontró que las emisiones de CO₂ responden al aumento en la temperatura, siendo esta una de las principales variables predictoras del flujo (Sakabe et al., 2014). Aquí, esta relación alcanza un $r=0,75$, demostrando que las variaciones diarias de la temperatura (Anexo VI) causarían los cambios del flujo observado. Este control también podría estar implícito en el flujo de calor de suelo, variable considerada en el modelo, que

alcanza un $r=0,5$. Otro estudio, en bosques mediterráneos de Europa, observó que la temperatura y el contenido de agua en suelo son las variables de mayor relevancia en el control de la mineralización y emisión de CO_2 (alcanzando un R^2 cercano a 0,99), explicado principalmente por la activación de la respiración heterotrófica (Jarvis et al., 2007). Si bien el contenido de agua en suelo no muestra un patrón diario que explique los cambios en los flujos (Anexo VI), sí se logra observar su influencia al considerar todas las mediciones, con un $r=0,55$. Además, esta variable en conjunto con la temperatura han mostrado ser los factores más importantes en la predicción del flujo de CO_2 .

Los flujos de metano no presentan de forma clara un patrón diario (Anexo VI). Algunos estudios realizados en bosques templados se ha observado que existe una relación entre la temperatura y el flujo de metano (Aronson et al., 2013), en este estudio dicha relación alcanza un $r=0,54$ explicando en parte las variaciones del flujo. El modelo obtenido considera las variables contenido de agua en suelo y radiación neta, con el contenido de agua en suelo como la variable que explica de mejor forma las variaciones del flujo, con un $r=0,68$ se observa que la poca variación diaria del flujo podría estar relacionada a la poca variación que muestra esta variable (Anexo VI). En contraste, en bosques Canadienses de tipo templado lluvioso, con presencia de *Sphagnum* en lugares bajos y sin vegetación, se observó un alto control de los flujos por esta variable, estableciéndose que existe un consumo mayor mientras más bajo sea el contenido de agua en suelo, alcanzando los $15,9 \text{ umol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Christiansen et al., 2016). En comparación, en este estudio se observó un consumo máximo de $9,43 \text{ umol CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ con un bajo contenido de agua en suelo.

Otro ejemplo, en un bosque templado, Bosque de Hoggwald de Alemania, se observó que la variable contenido de agua en suelo es uno de los principales controles ambientales del flujo de metano, explicando en un 70% su variación (Luo et al., 2013). También se observó que la integración de la variable temperatura de suelo logra un $r=0,77$ (Luo et al., 2013). Por otra parte, estas variables también controlarían el flujo de metano en estepa y bosque lluvioso, pero con un poder predictivo menor (alcanzando un $r=0,73$ y $0,67$ respectivamente) (Luo et al., 2013).

Un elemento importante a considerar en los flujos, que se presentó en algunos estudios, se relaciona a elementos del perfil del suelo, por ejemplo, la fragilidad o estabilidad del suelo podría afectar el flujo de CO_2 (Sousa et al., 2011), y la clase textural del suelo (Dutaur and Verchot, 2007; Curry, 2007) así como el grosor del suelo afectaría el flujo de metano (Curry, 2007).

Por otro lado, los flujos de óxido nitroso no mostraron un patrón claro en este estudio (Anexo VI), tampoco se han observado variables ambientales que los expliquen de buena forma. Esto también se pudo observar en un bosque templado de Australia, que al igual que los otros gases sí presentaba dicha relación (Leitner et al., 2016). Distinto fue lo observado por Luo et al., (2013) quien encontró que en un ecosistemas de estepa y bosque templado el contenido de agua en suelo y la temperatura en suelo muestran un $r=0,77$ y $0,71$ con el flujo. Incluso, se observó que el contenido de agua en suelo sería un control importante del flujo de óxido

nitroso en bosques húmedos (Gundersen et al, 2012) y ecosistemas de estepa ($r=0,7$) (Luo et al., 2013).

4.1.2. Ecosistema de turbera

El ecosistema de turbera presentó patrones diarios solo en el flujo de CO_2 (Anexo VII). Este patrón podría estar explicado por las variaciones diarias de la temperatura (Anexo VII), ya que alcanzan un $r=0,61$ al ser relacionadas. Un estudio, con perfiles de turbera reconstruidas en laboratorio, ha demostrado que los principales reguladores del flujo de CO_2 en la turba son la temperatura y el nivel freático (Moore y Dalva, 1993). Si bien en el presente estudio la variable temperatura no se consideró en el modelo, la variable contenido de agua en el suelo y nivel freático sí, con $r=-0,81$ y $-0,52$. Estas dos últimas variables también han presentado relevancia en turberas Finlandesas, donde se ha establecido que existe una correlación negativa entre las emisiones de CO_2 , el contenido de agua en suelo ($-0,60$, $p<0,01$) y la profundidad de la napa ($-0,76$, $p<0,01$) (Pihlatie et al., 2010).

En humedales de Wisconsin, Estados Unidos, se observó que mientras la temperatura sea $> 0^\circ$, la relación entre el nivel freático y el flujo de CO_2 tendría un $r=0,9$ ($p=0,15$). En el mismo estudio se observó que, si el nivel freático se encuentra a los 20 cm, la temperatura crítica de esta relación se eleva a 7° , y si el nivel está en los 35 cm, la temperatura se eleva a 20°C (Sulman et al., 2009). El presente estudio muestra que el flujo está correlacionado con la profundidad de la napa en $0,71$ ($p\text{-value} < 2,2e-16$) mientras no se encuentre a más de 19 cm (aproximadamente) de la superficie; a mayor profundidad se observa que el coeficiente de correlación disminuye a $0,271$. Esto se relacionaría a que la respiración de raíces y cierta microfauna tienen su mayor actividad a poca profundidad, de manera que, si la napa baja demasiado son otras las variables que explican el flujo (Strack et al., 2008)

El contenido de agua en el aire, variable significativa en el modelo, no ha sido observado como factor de control importante en otros estudios. En este caso se puede observar que la relación que existe entre el flujo de dióxido de carbono y esta variable muestra un $r=0,61$.

En el caso del metano se observa una leve tendencia a flujos más negativos en el día (Anexo VII), nuevamente esto podría estar relacionado a las variaciones diarias de la temperatura del suelo (Anexo VII), que con un $r=-0,7$ demuestra la influencia que tiene esta variable en los flujos diarios. Esto se ha observado en otros ecosistemas de turbera donde se plantea que las variaciones de temperatura durante el día potencian el aumento o disminución de los flujos, restringiéndose a un rango de temperatura óptimo en el que ocurre la metanogénesis y/o la metanotrofia (Aronson et al., 2013), y que fuera de este rango el flujo estaría controlado por la profundidad de la napa (Moore y Dalva, 1993). Nuevamente el modelo no considera la temperatura, por otro lado la profundidad de la napa y el contenido de agua en suelo, variables sí consideradas, presentan un $r=0,86$ y $0,95$ respectivamente. En humedales del sur de California, en Estados Unidos, muestran que los factores que afectan la aireación del suelo,

como las variables señaladas, regulan gran parte del consumo o emisión de metano en estos ecosistemas (Dai et al., 2012).

Conrad (1996) observó que la mayor actividad metanotrófica en sistemas de humedal se encuentra cercana a la profundidad media de la napa. Además, este estudio observó que el mayor consumo de metano se presenta cuando la napa está bajo 30 cm (aproximadamente) y la temperatura se mantenga sobre los 10 °C, coincidiendo con lo planteado para el CO₂. Otro análisis, que tiene relación a la actividad metanotrófica, estableció que mientras la profundidad de la napa se encuentre entre los 20 y 10 cm se pueden presentar flujos tanto positivos como negativos, lo que habla de profundidades límite cercana a estos valores en las que estos procesos son activados.

4.2. Relación diaria encontrada entre metano y dióxido de carbono

Se presentó una relación importante entre las variables CH₄ y CO₂, sobre todo en el ecosistema de bosque, donde al ser analizadas en conjunto presentan un coeficiente de correlación de -0,979 (valor de $p < 2,2e-16$). A su vez, se observa (Figura 11) una correlación lineal de 0,959 (Error cuadrático medio = 0,965) planteando que el aumento en las emisiones de dióxido de carbono están relacionadas a una menor producción de metano. En el bosque Duke (Carolina del norte, USA) se estudió la relación del consumo de metano en presencia de suelos enriquecidos con dióxido de carbono, en este se observó que los ciclos de metano en el suelo están inversamente relacionados al CO₂ y que el enriquecimiento del suelo con dicho gas demostraría esta relación, condicionado por el contenido de agua en suelo (Dubbs y Whalen, 2010).

Por otro lado, la turbera no responde de igual manera a este fenómeno, si bien al analizar la relación de estos flujos, en el apartado anterior se ha visto que los dos responden a temperaturas dadas. Se observa que al ser relacionados entre ellos dan un $r = -0,709$. Además, se vio una relación lineal con un R² ajustado de 0,5 (Error cuadrático medio = 0,625) (Figura 11), situación que confirmaría una relación entre las variables.

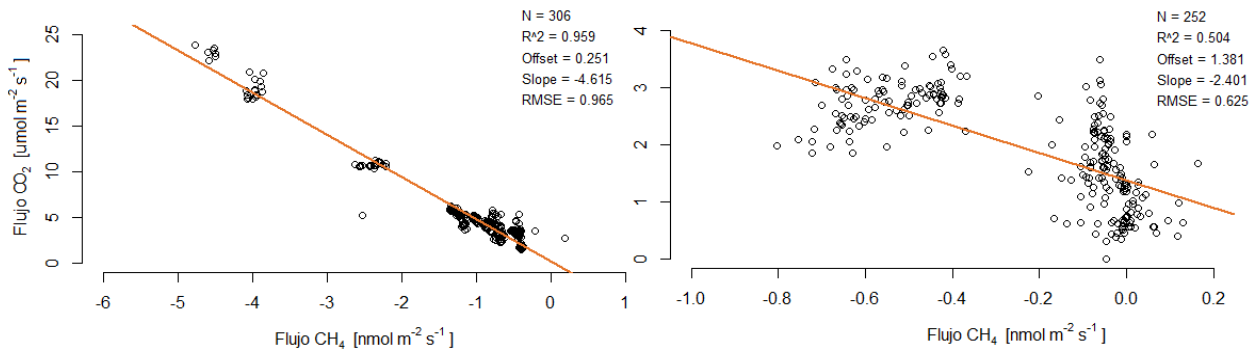


Figura 11. Gráfico de la relación existente entre el dióxido de carbono y metano en el bosque (izquierda) y la turbera (derecha).

4.3.Relación estacional de los flujos estimados

4.3.1. Ecosistema de bosque

Los flujos modelados presentan una clara variación estacional (Figura 9), aquí vemos que los flujos de dióxido de carbono más altos se observan en la estación más cálida (entre junio y septiembre), correspondiente al verano austral, registrando emisiones por sobre los $15 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Al analizar las variables que fueron usadas para modelar, se observa (Figura 5) que la tendencia a disminuir o aumentar los flujos de dióxido de carbono y metano, está dada por las variaciones en la temperatura y la disponibilidad hídrica presente en cada estación del año, con fuertes influencias del invierno y verano. Por ejemplo, se observa que una vez comenzando la primavera la temperatura del suelo comienza a aumentar, al mismo tiempo que el contenido de agua del suelo disminuye, esto se ve reflejado en un aumento en las emisiones de CO_2 que a mediados de enero comienzan a superar los $18 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Esta variación también ha sido observada por Dai et al., (2012) quien presenta que los cambios en los flujos de dióxido de carbono están relacionados a los cambios de temperatura y precipitación estacionales (que alteran el contenido de agua en suelo) y que se marcan con mayor fuerza hacia el verano.

Así mismo, Rowlings et al., (2012) registró, en un bosque subtropical lluvioso de Australia, que los flujos más bajos ($<1 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) se dan en invierno, observando tendencias a incrementar o disminuir según las variaciones que establece la llegada de cada estación en la temperatura del suelo y la saturación de agua en los poros del suelo

Los flujos de metano también presentaron variaciones estacionales (Figura 9), registrando el máximo consumo en pleno verano ($>1,5 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$). Al igual que este estudio, se ha observado que en bosques templados de Alemania, la captación de metano es mayor en verano siendo la variación de la temperatura anual la principal razón de este aumento (Luo et al., 2013). Asimismo, se observó que los aumentos estacionales del contenido de agua en el suelo generan la disminución en la captación del gas (Luo et al., 2013) lo que también se ha observado en el bosque de EBSD (Figura 5). Rowlings et al., (2012) por otro lado, observó que los consumos más altos ($>1.7 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) se presentaron en invierno.

4.3.2. Ecosistema de turbera

La mayoría de las investigaciones en turberas muestran que los flujos máximos se presentan en los periodos más cálidos, planteando la existencia de patrones estacionales en los flujos. La variación estaría dada por aquellos factores que afectan la aireación del suelo, como lo son el contenido de agua en suelo y el nivel freático (Stack et al., 2008), variables ambientales consideradas en este estudio y que también presentan un patrón estacional (Figura 6). En la

turbera de EBSD se observa (Figura 10) que las emisiones de CO₂ y las fijaciones de CH₄ tienden a aumentar en verano, declinando a fines de otoño. El flujo máximo de CO₂ que se ha estimado (>0,45 g CO₂ m⁻² día⁻¹) se presenta a inicios de otoño, coincidiendo con un contenido de agua en suelo bajo y niveles freáticos a 20 cm (aproximadamente). Esto puede estar relacionado a lo planteado por Lastuti et al. (2016), quien observó en una turbera del sur de Sumatra, Indonesia, que la emisión de CO₂ por descomposición heterotrófica de la turba tiene su mayor actividad mientras el nivel freático está entre los 10 y 20 cm de profundidad (emisiones entre 0,492±0,09 y 0,696±0,045 g CO₂ m⁻² día⁻¹). A mediados de verano e inicios de otoño la turbera de la EBSD mostró un bajo contenido de agua en suelo (el equipo mide este parámetro en los primeros 20 cm de suelo), permitiendo una aireación adecuada del perfil de turba, elemento clave en la actividad microbial (Lastuti et al., 2016). La estimación durante el resto del año no supera las emisiones registradas en este periodo, probablemente relacionado a la disminución de aireación del perfil por el aumento en el agua en el suelo.

Estacionalmente la turbera se presenta como un sumidero de metano desde fines de primavera, durante todo el verano y hasta mediados de otoño (Figura 10), coincidiendo con el periodo más seco del año llamado verano austral. El consumo durante este periodo supera los -0,4 mg CH₄ m⁻² día⁻¹, consumo que comúnmente no es observado desde este tipo de ecosistemas, donde comúnmente existe emisiones del gas. Un ejemplo se encuentra en un estudio en la Patagonia chilena, en turberas con presencia de *Sphagnum magellanicum*, donde se han observado emisiones de metano que van desde los 3,97 ±2,99 y 49,04 ±25,67 mg CH₄ m⁻² día⁻¹ (Lehmann et al., 2016), flujos altos en comparación a lo observado en la EBSD donde las emisiones más altas se registraron entre fines de invierno y mediados de primavera con 0,1 mg CH₄ m⁻² día⁻¹.

En un bosque boreal-templado de transición, con presencia de coníferas, árboles de maderas duras y presencia de turba en zonas bajas mal drenadas; se observó que los flujos de metano fueron positivos en verano con una tendencia a volverse negativos en otoño, siendo consistentemente negativos en los meses de invierno (Shoemaker et al., 2014). Además, en este ecosistema se observó que existirían rangos en el contenido de agua en suelo que permite la producción de metano en anoxia (Shoemaker et al., 2014), condición que podría explicar el comportamiento de la turbera de la EBSD.

Este patrón puede compararse también a algunos pastizales de los Alpes Suizos que observan emisiones de metano durante invierno, en presencia de altos niveles de contenido de agua en suelo, y presentan consumo del gas en verano, prevaleciendo su función como sumidero al considerar un año completo (Imer et al., 2013).

Por último, se ha observado que el metano producido por el perfil del suelo que está cercano al nivel freático no se expresa de forma inmediata en la atmósfera, ya que elementos como el contenido de agua en suelo controlarían la difusión del gas al limitar la difusión de oxígeno disponible en el perfil. Por otro lado se ha observado que la metanotrofia ocurre bajo condiciones aeróbicas y secas (Xu, 2016), explicando en parte lo observado en EBSD.

4.4. Flujos anuales

Los flujos anuales acumulados claramente varían entre ecosistemas, se observa que el bosque de la EBSD emite un total de $5.162,1 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, emisión poco comparable a otros bosques templados pues se ha observado que tienen emisiones menores (Cuadro 6). Por ejemplo, bosques templados de Estados Unidos presentan emisiones de $3.153,3 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Savage et al., 2009). Por otro lado, los lugares que podrían presentar flujos comparables a los aquí calculados se encuentra en los bosques lluviosos de Brasil, donde se ha calculado emisiones que alcanzan los $4.656,7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y los $5.940 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Salimon et al., 2004).

El bosque de la EBSD a la vez se presenta como sumidero de metano, se calcula una fijación de $0,3 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, esto es comparable a suelos de bosques templados de Europa donde han registrado captaciones que alcanzan los $0,44 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Gundersen et al, 2012). También, se ha observado que algunos bosques de Alemania, Estados Unidos y China tienen captaciones similares (Cuadro 6). En contraste, algunos bosques de Japón (con suelos de tipo andisol, llamados “brown soils”) han registrado una fijación anual de $0,7 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, valor que duplica a lo aquí presentado.

El balance anual de $5156 \text{ CO}_2\text{-eq}$ para este ecosistema supera a lo observado en otros ecosistemas similares (Cuadro 6), por ejemplo Inatomi et al., (2010) estimó un flujo de $1000 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ desde suelos de un bosque templado de Japón, lo que habla de altas emisiones desde el suelo de la EBSD. Otro ejemplo, comparable a lo aquí registrado, es lo que se presenta en un bosque templado de Alemania, donde se ha calculado que el $\text{CO}_2\text{-eq}$ alcanza los $3365,9 \text{ g CO}_2\text{-eq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Luo et al., 2013).

Cuadro 6. Flujos anuales de dióxido de carbono y metano registrados en distintos bosques en $\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Además se presenta el $\text{CO}_2\text{-eq}$ y el balance anual.

Ecosistema	Lugar	F- CO_2	F- CH_4	F- CH_4 en $\text{CO}_2\text{-eq}$	Balance $\text{CO}_2\text{-eq}$	Fuente
		$\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	$\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	$\text{g CH}_4\text{-eq} \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	$\text{g CO}_2\text{-eq} \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	
Bosque templado lluvioso	Chiloé, Chile	5162,1	-0,402	-8,4	5170,5	Este estudio
Bosque de hoja perenne (andisol)	Tolfa Allumiere, Italia	3182	-0,32	-6,7	3175,3	Cotrufo et al., 2011; Gundersen et al., 2012
Bosque templado	Alemania	2566,7 3373,3	-0,35	-7,4	2559,3 3365,9	Luo et al., 2013
Bosque maduro templado	Changbaishan, China	2008	-0,228	-5,2	2002,8	Fang et al., 2010
Bosque maduro boreal	Daxinganling, China	1809	-0,229	-4,8	1804,2	Fang et al., 2010
Bosque templado-boreal de transición	Maine, EE.UU	Nc	-0,288 a 0,112	-6,0 a 2,4	Nc	Shoemaker et al., 2014
Bosque templado	Carolina del norte, EE.UU	Nc	-0,183 a -0,197	-3,8 a 4,1	Nc	Dubbs and Whalen, 2010

Nc: No calculado.

F CH_4 en CO_2 : Flujos de metano y dióxido de carbono.

En cuanto a la turbera de la EBSD se estimó una emisión anual de dióxido de carbono de $2.508 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, comparables con valores observados en turberas sub-árticas de Canadá (Cuadro 7). Por otro lado se observa (Cuadro 7) que otras turberas registran emisiones anuales por debajo de las emisiones aquí estimadas. Por ejemplo, un estudio en una turbera en restauración, en Irlanda, registró emisiones de $146,7 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en zonas de suelo desnudo, y un secuestro de $388,7 \pm 13,42 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ desde suelos cubiertos de *Sphagnum* (Wilson et al., 2012).

En cuanto al metano, y según lo estimado, la turbera de la EBSD se presentaría como un sumidero de dicho gas con capturas de $0,116 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, situación diferente a lo observado desde otras turberas que presentarían emisiones que van desde los 1 a $700 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Cuadro 7). Por ejemplo, continuando con lo observado por Wilson et al., (2012), se registró una emisión anual de $0,147 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ desde suelo desnudo y emisiones de $17,4 \pm 0,2 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ desde suelo cubierto de *Sphagnum*. Por lo que la turbera de la EBSD se podría considerar atípica en este sentido, ya que presenta flujos comparables a los registrados en suelos de bosques templados (Cuadro 6).

Finalmente, el cálculo de $\text{CO}_2\text{-eq}$ anual plantea una emisión comparable a lo que se observa en turberas subárticas de Canadá (Cuadro 7), así también como en algunos suelos de bosque templado (Cuadro 6). El cálculo de $\text{CO}_2\text{-eq}$ anual en algunos casos se iguala a lo aquí calculado, pero se observa que está dado por la gran influencia que ejerce el flujo de metano (Cuadro 7).

Cuadro 7. Flujos de dióxido de carbono y metano registrado en distintos humedales y turberas. Además se presenta el $\text{CO}_2\text{-eq}$ y el balance anual para cada registro.

Ecosistema	Lugar	F- CO_2	F- CH_4	F- CH_4 en $\text{CO}_2\text{-eq}$	Balace ($\text{CO}_2\text{-eq}$)	Fuente
		$\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	$\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	$\text{g CO}_2\text{-eq} \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	$\text{g CO}_2\text{-eq} \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$	
Turbera antropogénica	Chiloé, Chile	2508,4	-0,116	-2,4	2506	Este estudio
Turbera subártica	Canadá	2409 a 3431	4,4 a 10,2	92,4 a 214,2	2501,4 a 3645,2	Moore and Knowles, 1989 citado por Ventura, 2014
Turbera con <i>Sphagnum</i>	Filandia	522,5 a 962,5	-0,125	2,625	525,1 a 965,1	Wilson et al., 2012

Continúa

Cuadro 7 (Continuación). Flujos de dióxido de carbono y metano registrado en distintos humedales y turberas. Además se presenta el CO₂-eq y el balance anual para cada registro.

Ecosistema	Lugar	F- CO ₂	F-CH ₄	F-CH ₄ en CO ₂ -eq	Balance (CO ₂ -eq)	Fuente
		g CO ₂ m ⁻² año ⁻¹	g CH ₄ m ⁻² año ⁻¹	g CO ₂ -eq m ⁻² año ⁻¹	g CO ₂ -eq m ⁻² año ⁻¹	
Turbera subártica	Suiza, NW	657	0,95 a 8,2	20 a 172,2	677 a 829,2	Friborg et al., 1997 citado por Ventura, 2014
Turbera subártica	Gales, UK	236	84	1764	2012,4 a 2130,2	Freeman et al., 1993 citado por Ventura, 2014
Turbera ártica	Norte de Canadá	Nc	34 a 139	714 a 2919	Nc	Bubier et al., 1995 citado por Ventura, 2014
Turbera subártica	Minnesota, EE.UU	Nc	4 a 316	84 a 6636	Nc	Crill et al., 1988 citado por Ventura, 2014
Turbera	Canadá	Nc	2 a 3	42 a 63	Nc	Bridgham et al., 2006 citado por Strack, 2008

Nc: No calculado.

F CH₄ en CO₂: Flujos de metano y dióxido de carbono.

5. CONCLUSIONES

Este es el primer estudio que cuantifica los flujos de GEIs desde suelos de un bosque templado lluvioso maduro y una turbera antropogénica en nuestro país, ecosistemas muy presentes en la Región de los Lagos y que actualmente están en constante presión antrópica. La falta de información acerca de la función como sumideros o emisores de GEIs de estos ecosistemas terrestres naturales en Chile es evidente, y este estudio se presenta como un aporte.

Esta investigación ha demostrado que tanto el bosque y la turbera de la EBSD presentan un claro patrón diario en sus flujos de CO₂, explicado principalmente por la temperatura del suelo. Por otro lado, tanto las emisiones de CO₂ como las fijaciones de CH₄, presentan variaciones estacionales, con una mayor actividad en los periodos secos de cada ecosistema, estableciéndose la estrecha relación que tienen los flujos con el contenido de agua en suelo. Esta variable, bastante documentada por la relación que tiene con los flujos, muestra que cambios en el régimen hídrico de estos ecosistemas afectaría directamente a los flujos. Un ejemplo del rol que cumple esta variable está en el comportamiento estacional de los flujos, donde se identifica que el aumento de las emisiones de CO₂ en verano es tardía en la turbera (en comparación al bosque), probablemente relacionado a las características geográficas donde se encuentran las turberas, así como su capacidad de retención de agua.

Las flujos estimados para el bosque muestran una emisión de 5170,5 g CO₂ m⁻² año⁻¹ y una fijación de -0,4 mg CH₄ m⁻² año⁻¹, estos flujos superan a varios registros en ecosistemas de su tipo. De compararse, se observa que tiene una actividad que se asemeja a ecosistemas más activos, como los bosques brasileños. Por otro lado, los flujos estimados en la turbera muestran una emisión de 2508 g CO₂ m⁻² año⁻¹ y -0,116 g CH₄ m⁻² año⁻¹, la mitad del flujo observado en el bosque. Estos flujos son comparables, al menos en parte, a turberas Canadienses. Es interesante el comportamiento observado por la turbera de la EBSD ya que presenta, en comparación a otras turberas, una menor emisión de CO₂ y una mayor actividad en cuanto al CH₄, comportándose más como un suelo de matorrales y árboles siempreverde en una zona templada lluviosa que como una turbera per se.

Se ha establecido que los suelos, tanto del bosque como el de la turbera, de la EBSD son importantes emisores de CO₂, incluso superando a ecosistemas similares. La alteración antrópica junto al actual cambio climático, el cual afecta la temperatura y el régimen hídrico, posibilita que, a futuro, exista un aumento de las emisiones de GEI desde los suelos de estos sitios. Lo anterior, afectaría en parte el balance general de cada ecosistema donde la captura de CO₂ está dada principalmente por distintas especies vegetales. Es necesario seguir investigando a estos ecosistemas, analizando los efectos que ha generado la disminución en las precipitaciones, la presión por cosecha del pompón y la tala de árboles.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aravena, J.; M. Carmona; C. Pérez and J. Armesto. 2002. Changes in tree species richness, stand structure and soil properties in a successional chronosequence in northern Chiloé Island, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75(2): 339-360.
- Aronson, E.; S. Allison and B. Helliker. 2013. Environmental impacts on the diversity of methane-cycling microbes and their resultant function. *Frontiers in Microbiology*, 4 (225): 15 p.
- Barlaz, M.; R. Green; J. Chanton; C. Goldsmith and G. Hater. 2004. Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environmental Science and Technology*, 38(18): 4891-9.
- Boisier, J. P.; R. Rondanelli; R. D. Garreaud and F. Muñoz. 2016. Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*. 43(1): 413-421.
- Bustamante, M.; J. Armesto and C. Halpern. 2011. Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 99(1): 288–299.
- Cabezas, J.; M. Galleguillos; A. Valdés; J. Fuentes; C. Pérez and J.F Perez-Quezada. 2015. Evaluation of impacts of management in an anthropogenic peatland using field and remote sensing data. *Ecosphere*, 6 (12): 24 p.
- Cabré, M.; S. Solman and M. Núñez. 2015. Regional climate change scenarios over southern South America for future climate (2080-2099) using the MM5 Model. Mean, interannual variability and uncertainties. *Atmósfera*. 29(1): 35-60.
- Campbell, A.; V. Kapos; J. P. Scharlemann; P. Bubb; A. Chenery; L. Coad et al. 2009. Review of the Literature on the Links between Biodiversity and Climate Change: Impacts, Adaptation and Mitigation. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series 42: 124 p.
- Carmona, M.; J. Aravena; M. Bustamante; J. Celis; A. Charrier; I. Diaz et al. 2010. Estación Biológica Senda Darwin: Investigación ecológica de largo plazo en la interfase ciencia-sociedad. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83(1): 113-142.
- Chatterjee, S. and B. Price. 1991. Regression Analysis by Example, 2a ed. New York: Wiley.
- Cleary, J.; N. Roulet and T. Moore. 2005. Greenhouse Gas Emissions from Canadian Peat Extraction, 1990–2000: A Lifecycle Analysis. *Journal of the Human Environment*, 34(6): 456-461.
- Christiansen, J.; D. Levy-Booth; C. Prescott and S. Grayston. 2016. Microbial and environmental controls of methane fluxes along a soil moisture gradient in a Pacific coastal

temperate rainforest. *Ecosystems*. 16 p.

Cook, J.; D. Nuccitelli; S. Green; M. Richardson; B. Winkler; R. Painting et al. 2013. Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. *Environmental research letters*, 8: 7 p.

Conrad, R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews*, 60(4): 609–640.

Cotrufo, M. F.; G. Alberti; I. Inglima; H. Marjanovic; D. LeCain; A. Zaldei; A. Peressotti and F. Miglietta. 2011. Decreased summer drought affects plant productivity and soil carbon dynamics in a Mediterranean Woodland. *Biogeosciences*, 8: 2729–2739.

Curry, C. 2007. Modeling the soil consumption of atmospheric methane at the global scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(4): 15 p.

Dai, Z.; C. Trettin; C. Li; H. Li; G. Sun and D. Amatyia. 2012. Effect of Assessment Scale on Spatial and Temporal Variations in CH₄, CO₂, and N₂O Fluxes in a Forested Wetland. *Water Air Soil Pollut*, 223(1): 253–265.

Di Castri, F. y E. R. Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Editorial de la Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 225 p.

Díaz, M.; J. Larraín; 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(4): 455-468.

Dubbs, L. and S. Whalen. 2010. Reduced net atmospheric CH₄ consumption is a sustained response to elevated CO₂ in a temperate forest. *Biology and fertility of soils*, 46(6): 597–606.

Dutaur, L. and L. Verchot. 2007. A global inventory of the soil CH₄ sink. *Global Biogeochemical Cycles*, 21 (4): 9 p.

European Commission. 2009. Nature's role in climate change. Nature and biodiversity. 4p.

Fang, H.; G. R. Yu; S. L. Cheng; T. H. Zhu; Y. S. Wang; J. H. Yan; M. Wang; M. Cao and M. Zhou. 2010. Effects of multiple environmental factors on CO₂ emission and CH₄ uptake from old-growth forest soils. *Biogeosciences*, 7: 395–407.

Forster, P.; V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D. Fahey et al. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. 131-217. In: Solomon, S.; D. Qin; M. Manning; Z. Chen; M. Marquis; K. Averyt et al (eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996 p.

Gundersen, P.; Christiansen, J.; Alberti, G.; Bruggemann, N.; Castaldi, S.; Gasche, R.; Kitzler, B.; Klemetsson, L.; Lobo-do-Vale, R.; Moldan, F.; Rutting, T.; Schleppi, P.; Weslien, P. and Zechmeister-Boltenstern, S. 2012. The response of methane and nitrous oxide fluxes to forest change in Europe. *Biogeosciences*, 9(10): 3999–4012.

Gutiérrez, A.; J. Armesto; J. Aravena; M. Carmona; N. Carrasco; D. Christie et al. 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloé Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management*, 258(4): 376–388.

Gutiérrez, A. 2010. Long-term dynamics and the response of temperate rainforests of Chiloé Island (Chile) to climate change. PhD thesis. Lehrstuhl für Waldwachstumkunde. Technische Universität München. Munich, Germany. 170 p.

Gutiérrez, A.; J. Armesto; M. Díaz and A. Huth. 2014. Increased Drought Impacts on Temperate Rainforests from Southern South America: Results of a Process- Based, Dynamic Forest Model. *PLoS ONE*, 9(7): 15 p.

Hashimoto, S. 2012. A New Estimation of Global Soil Greenhouse Gas Fluxes Using a Simple Data-Oriented Model. *PLoS ONE*, 7(8): 7 p.

Imer, D.; L. Merbold; W. Eugster and N. Buchmann. 2013. Temporal and spatial variations of soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes at three differently managed grasslands. *Biogeosciences*, 10(9): 5931–5945.

Inatomi, M.; A. Ito; K. Ishijima and S. Murayama. 2010. Greenhouse gas budget of a cool-temperate deciduous broad-leaved forest in Japan estimated using a process-based model, *Ecosystems*, 13: 472–483.

IPCC. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S.; D. Qin; M. Manning; Z. Chen; M. Marquis; K.B. Averyt et al (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996 p.

IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker, T.; D. Qin; G.-K. Plattner; M. Tignor; S. Allen; J. Boschung et al (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 p.

Jarvis, P.; A. Rey; C. Petsikos; L. Wingate; M. Rayment; J. Pereira et al. 2007. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the “Birch effect”. *Tree Physiology*, 27: 929–940.

Kumar, S.; S.K. Himanshu and K.K. Gupta. 2012. Effect of Global Warming on Mankind - A Review. 2012. International Research Journal of Environment Sciences. 1(4): 56-59.

Lastuti, D.; S. Kadir and D. Budianta. 2016. Microcosmic Study on Heterotrophic CO₂ Emission from Tropical Peat as Related to Water Table Modification. *Sriwijaya Journal of Environment* 1(1): 5-9.

Lehmann, J.; W. Münchberger; C. Knoth; C. Blodau; F. Nieberding; T. Prinz et al. 2016. High-Resolution Classification of South Patagonian Peat Bog Microforms Reveals Potential Gaps in Up-Scaled CH₄ Fluxes by use of Unmanned Aerial System (UAS) and CIR Imagery. *Remote Sensing*, 8 (173): 19p.

Leitner, S.; O. Sae-Tun; L. Kranzinger; S. Zechmeister-Boltenstern and M. Zimmermann 2016. Contribution of litter layer to soil greenhouse gas emissions in a temperate beech forest. *Plant Soil*, 403: 455–469.

León, C. and G. Olivan. 2014. Recent rates of carbon and nitrogen accumulation in peatlands of Isla Grande de Chiloé-Chile. *Revista chilena de historia natural*, 87: 7 p.

LI-COR, 2007. LI-8100 Automated soil CO₂ flux system. 4th ed. Instruction Manual. LICOR Biosciences. Lincoln, Nebraska, EEUU. 433 p.

Luo, G.; N. Bruggemann; B. Wolf; R. Gasche; R. Grote and K. Butterbach-Bahl. 2012. Decadal variability of soil CO₂, NO, N₂O, and CH₄ fluxes at the Hoglwald Forest, Germany. *Biogeosciences*, 9: 1741–1763.

Luo, G.; R. Kiese; B. Wolf and K. Butterbach-Bahl. 2013. Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. *Biogeosciences*, 10, 3205–3219,

Miao, Y.; C. Song; X. Wang; X. Sun; H. Meng and L. Sun. 2012. Greenhouse gas emissions from different wetlands during the snow-covered season in Northeast China. *Atmospheric Environment*, 62: 328–335.

Ministerio del Medio Ambiente. 2011. Segunda comunicación nacional de Chile ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre cambio climático. 290 p.

Mitsch, W. and J. Gosselink. 2007. Wetlands. 5ta edición. New Jersey, United States. John Wiley & Sons, Inc.; Hoboken. 744 p.

Moore, T. and M. Dalva. 1993. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. *Journal of soil science*, 44 (4): 651-664.

Muñoz, C.; L. Paulino; C. Monreal and E. Zagal. 2010. Greenhouse gas (CO₂ and N₂O) emissions from soils: a review. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 70 (3): 485-497.

Nicolini, G.; S. Castaldi; G. Fratini and R. Valentini. 2013. A literature overview of micrometeorological CH₄ and N₂O flux measurements in terrestrial ecosystems.

Atmospheric Environment, 81: 311-319.

Pardos, J. A. 2010. Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria eds. 253p.

Perez-Quezada, J.; N. Saliendra; W. Emmerich and E. Laca. 2007. Evaluation of statistical protocols for quality control of ecosystem CO₂ fluxes. *Journal of the Royal Statistical Society A*. 170 (Part 1): 213-230.

Pérez, C.; M. Carmona and J. Armesto. 2010. Non-symbiotic nitrogen fixation during leaf litter decomposition in an old-growth temperate rain forest of Chiloé Island, southern Chile: Effects of single versus mixed species litter. *Austral Ecology*, 35(2): Pp 148–156.

Pihlatie, M.; R. Kiese; N. Bruggemann; K. Butterbach-Bah; A. Kieloaho; T. Laurila et al. 2010. Greenhouse gas fluxes in a drained peatland forest during spring frost-thaw event. *Biogeosciences*, 7(5): Pp 1715–1727.

Poch Ambiental. 2008. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero. Santiago, Chile. 173p.

RAMSAR. 2011. Manuales Ramsar. Uso racional de los humedales. 4 ed. Gland, Suiza. 61 p.

Rella, C.; E. Crosson; R. Green; G. Hater; D. Dayton; R. Lafleur; R. Merrill; S. Tan and E. Thoma. 2010. Quantifying methane fluxes simply and accurately: the tracer dilution method. Geophysical Research Abstracts Vol. 12.

Rowlings, D.; P. Grace; R. Kiese and K. Weier. 2012. Environmental factors controlling temporal and spatial variability in the soil-atmosphere exchange of CO₂, CH₄ and N₂O from an Australian subtropical rainforest. *Global Change Biology*, 18(2): 726–738.

Sakabe, A.; Y. Kosugi; K. Takahashi; M. Itoh; A. Kanazawa; N. Makita et al. 2014. One year of continuous measurements of soil CH₄ and CO₂ fluxes in a Japanese cypress forest: Temporal and spatial variations associated with Asian monsoon rainfall. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120: 585–599.

Salimon, C.; E. Davidson; R. Victoria and A. Melo. 2004. CO₂ flux from soil in pastures and forests in southwestern Amazonia. *Global Change Biology*, 10(5): 833–843.

Savage, K.; E. Davidson; A. Richardson and D. Hollinger. 2009. Three scales of temporal resolution from automated soil respiration measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(11): 2012–2021.

Sheffield J. and E. F. Wood. 2008. Projected changes in drought occurrence under future global warming from multi-model, multi-scenario, IPCCAR4 simulations. *Climate Dynamics*, 31(1): 79–105.

Shoemaker, J.; T. Keenan; D. Hollinger and A. Richardson. 2014. Forest ecosystem changes from annual methane source to sink depending on late summer water balance. *Geophysical Research Letters*, 42(2): 673-679.

Signor, D. and C. E. Pellegrino. 2013. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43(3): 322-338.

Smith, K.; T. Ball; F. Conen; K. Dobbie; J. Massheder and A. Rey. 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science*, 54(4): 779-791.

Sousa, E.; J. Carmo; M. Keller; S. Martins; L. Alves; S. Vieira et al. 2011. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. *Biogeosciences*, 8(3): 733-742.

Strack, M. (eds.) 2008. Peatlands and climate change. International Peat Society, Jyväskylä, Finlandia. 223 p.

United States Environmental Protection Agency. 2014. Summary Results. Global Mitigation of Non-CO2 Greenhouse Gases. Office of Atmospheric Programs, Washington, DC. 43p.

Strack, M.; J. M. Waddington; M. Turetsky; N. T. Roulet and K. A. Byrne. 2008. Chapter 2: Northern peatlands, greenhouse gas exchange and climate change. 44-69. In: Strack, M. (eds.). Peatlands and climate change. International Peat Society, Jyväskylä, Finlandia. 223 p.

Sulman, B.; A. Desai; B. Cook; N. Saliendra and D. Mackay. 2009. Contrasting carbon dioxide fluxes between a drying shrub wetland in Northern Wisconsin, USA, and nearby forests. *Biogeosciences*, 6(6): 1115-1126.

Valenzuela, J. y R. Schlatter. 2004. Las turberas de la Isla Chiloé (Xa Región, Chile): aspectos sobre usos y estado de conservación. 87-92 In: Los Turbales de la Patagonia. Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Blanco, D. y De la Balze, V. Publicación No. 19. Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. 150p.

Veblen, T.; C. Donoso; T. Kitzberger and A. Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus forests. The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests. Pp 293-353 In: Veblen, T.; R. Hill and J. Read (eds.), The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests. University Press, New Haven. 403p.

Veit, H. y K. Garleff. 1996. Evolución del paisaje cuaternario y los suelos en Chile central-sur. Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 29-50.

Ventura, R. 2014. Wetlands and Greenhouse Gas Fluxes: Causes and Effects of Climate Change – A Meta-Analysis. *Pomona Senior Theses*, 107: 39p.

Vicuña, S. 2013. Estudio sobre los inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero

en América Latina. División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos CEPAL. Unidad de Cambio Climático. Santiago, Chile. 209 p.

Willson, M. y J. Armesto. 1996. The natural history of Chiloé, Chile: on Darwin's trail. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 149–161.

Wilson, D.; F. Renou-Wilson; C. Farrell; C. Bullock and C. Müller. 2012. Carbon Restore – The Potential of Restored Irish Peatlands for Carbon Uptake and Storage. Wexford, Ireland. EPA Climate Change Research Programme 2007–2013. Report Series No. 15. 32p.

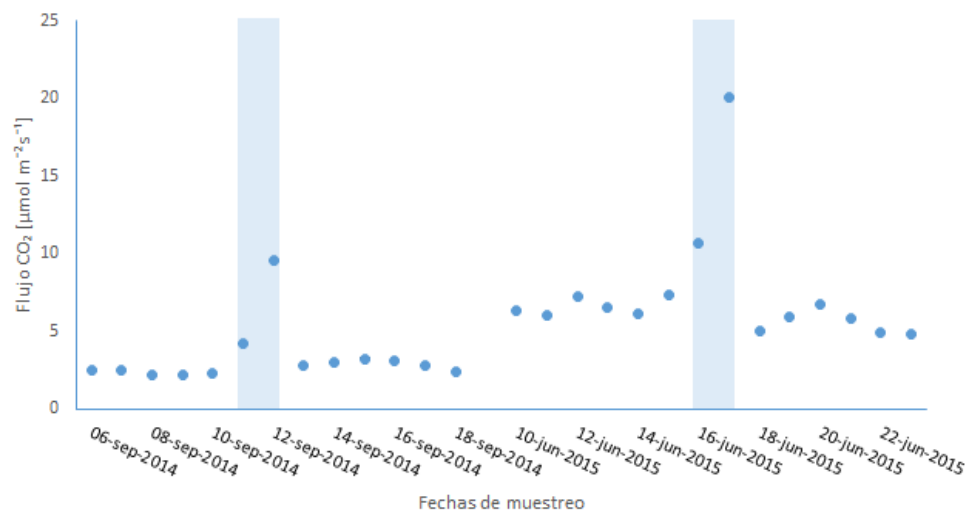
Wirth, C.; W. Gleixner and I. Heimann. 2009. Old-Growth. Forests, Function, Fate and Value. Heidelberg, Berlin. Springer-Verlag. 512 p.

Xu, X.; Y. Yuan.; P. Hanson; S. Wullschleger; P. Thornton; W. Riley et al. 2016. Reviews and syntheses: Four decades of modeling methane cycling in terrestrial ecosystems. *Biogeosciences*, 13(12): 3735–3755.

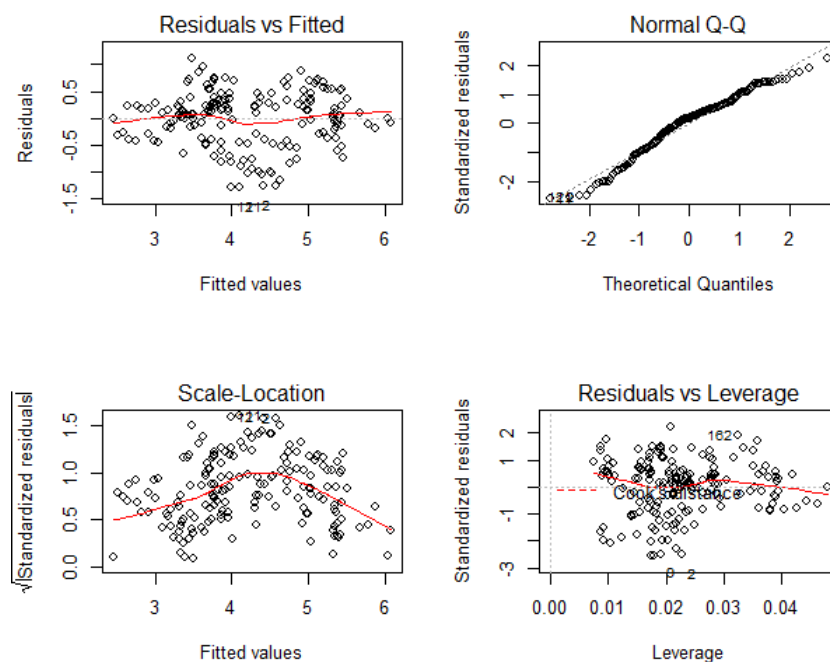
Zuur, A.F.; E.N. Ieno and C.S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3–14

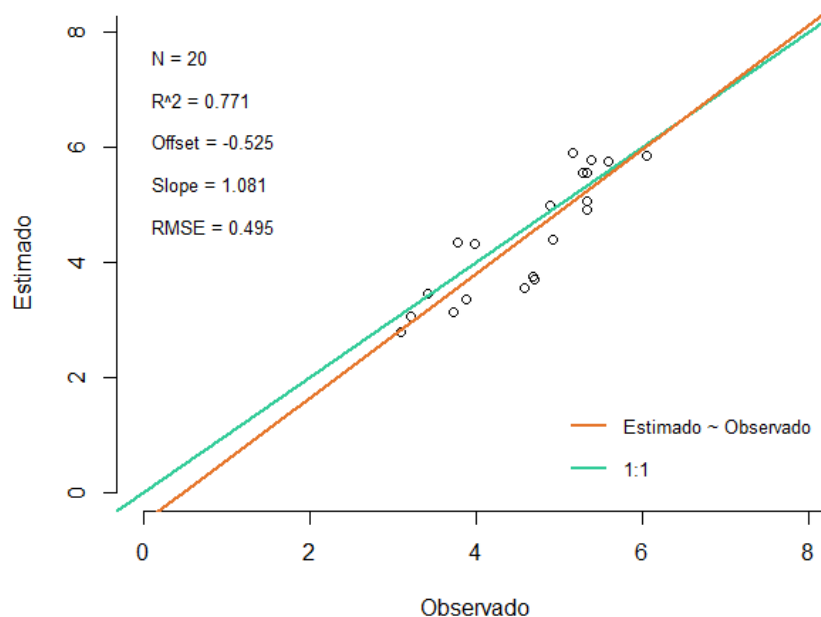
ANEXOS

Anexo I. Gráfico de flujos medios diarios observados en paralelo a este estudio, para el CO₂ en el bosque. Se observa en celeste el periodo que comprende la campaña de muestreo de este estudio.

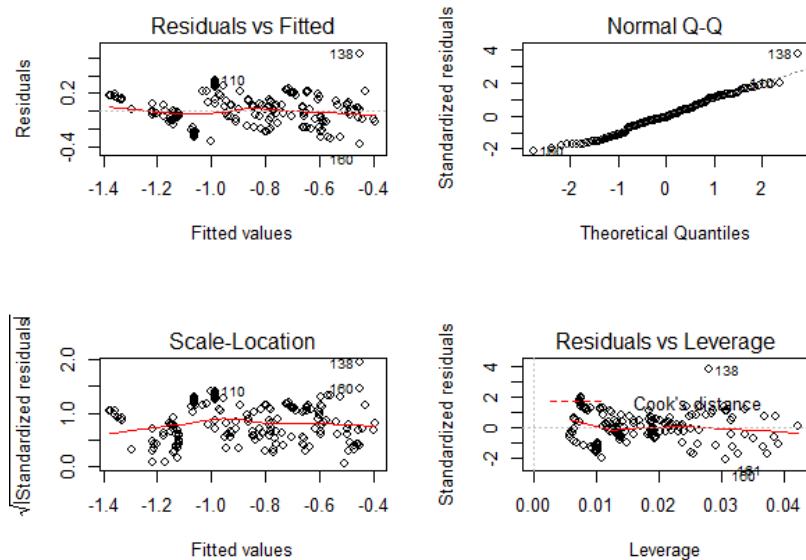


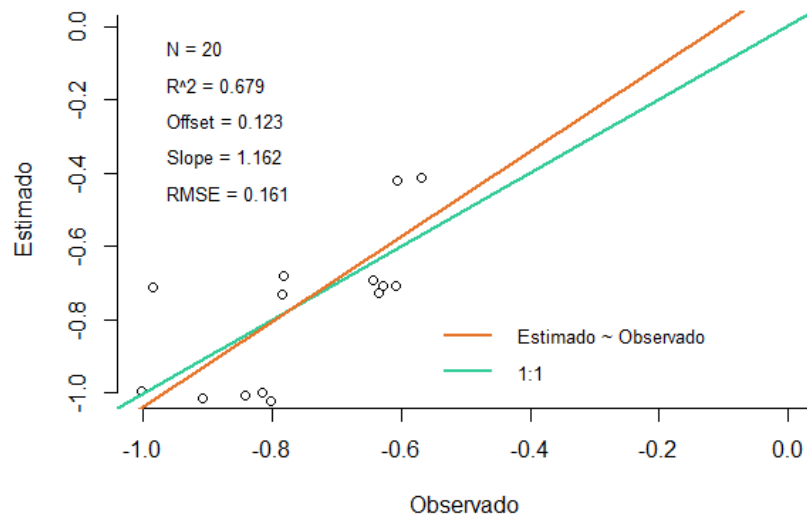
Anexo II. Gráficos que evalúan estadísticamente la calidad del modelo obtenido para el CO₂ en el ecosistema de bosque, según sus residuos y según los valores esperados frente a los modelados.



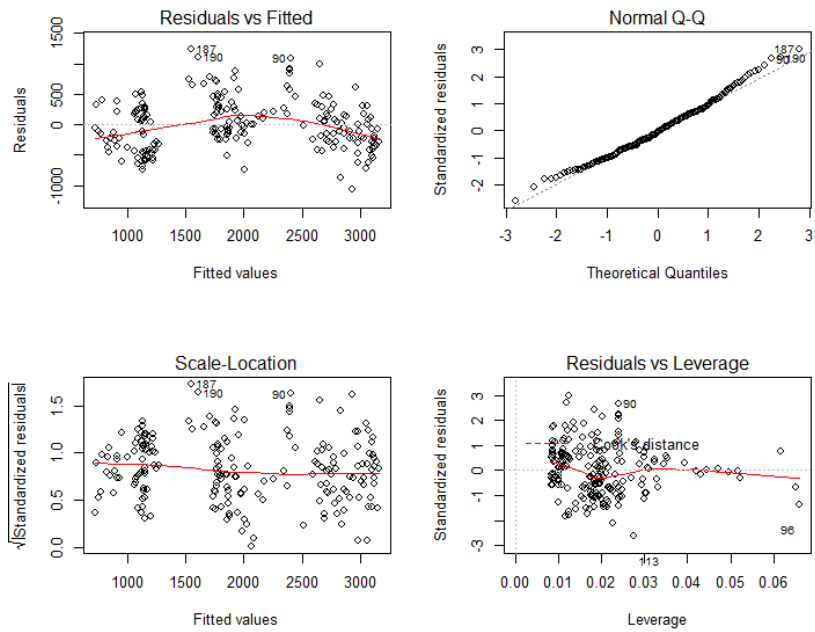


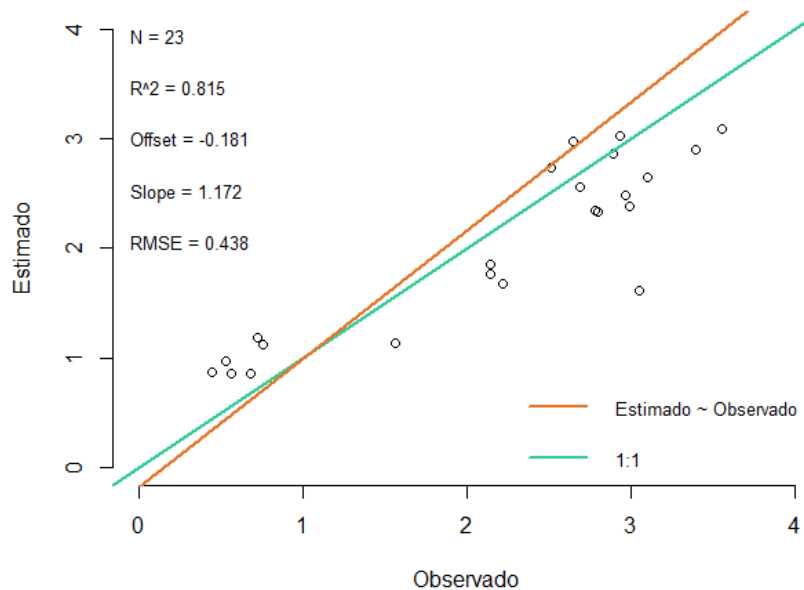
Anexo III. Gráficos que evalúan estadísticamente la calidad del modelo obtenido para el CH₄ en el ecosistema de bosque, según sus residuos y según los valores esperados frente a los modelados.



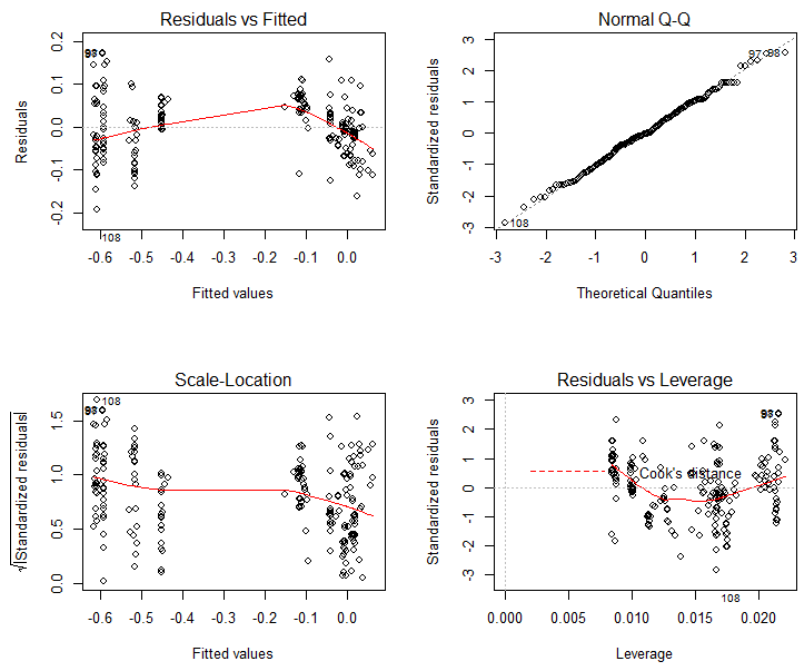


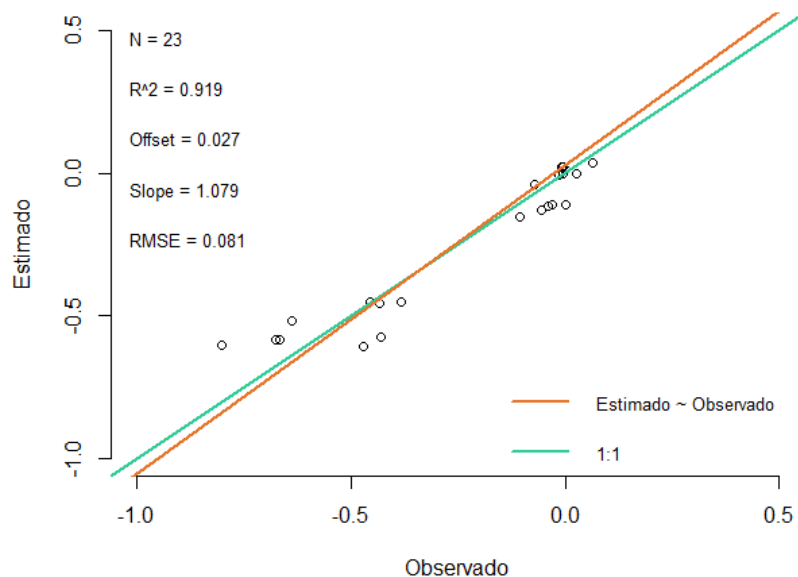
Anexo IV. Gráficos que evalúan estadísticamente la calidad del modelo obtenido para el CO₂ en el ecosistema de bosque, según sus residuos y según los valores esperados frente a los modelados.



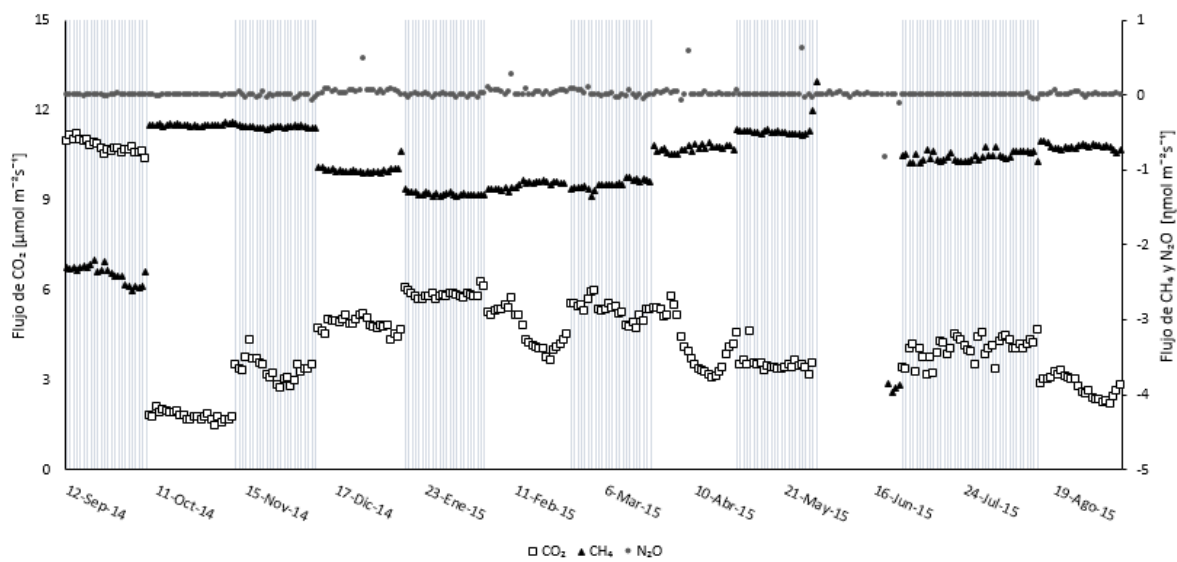


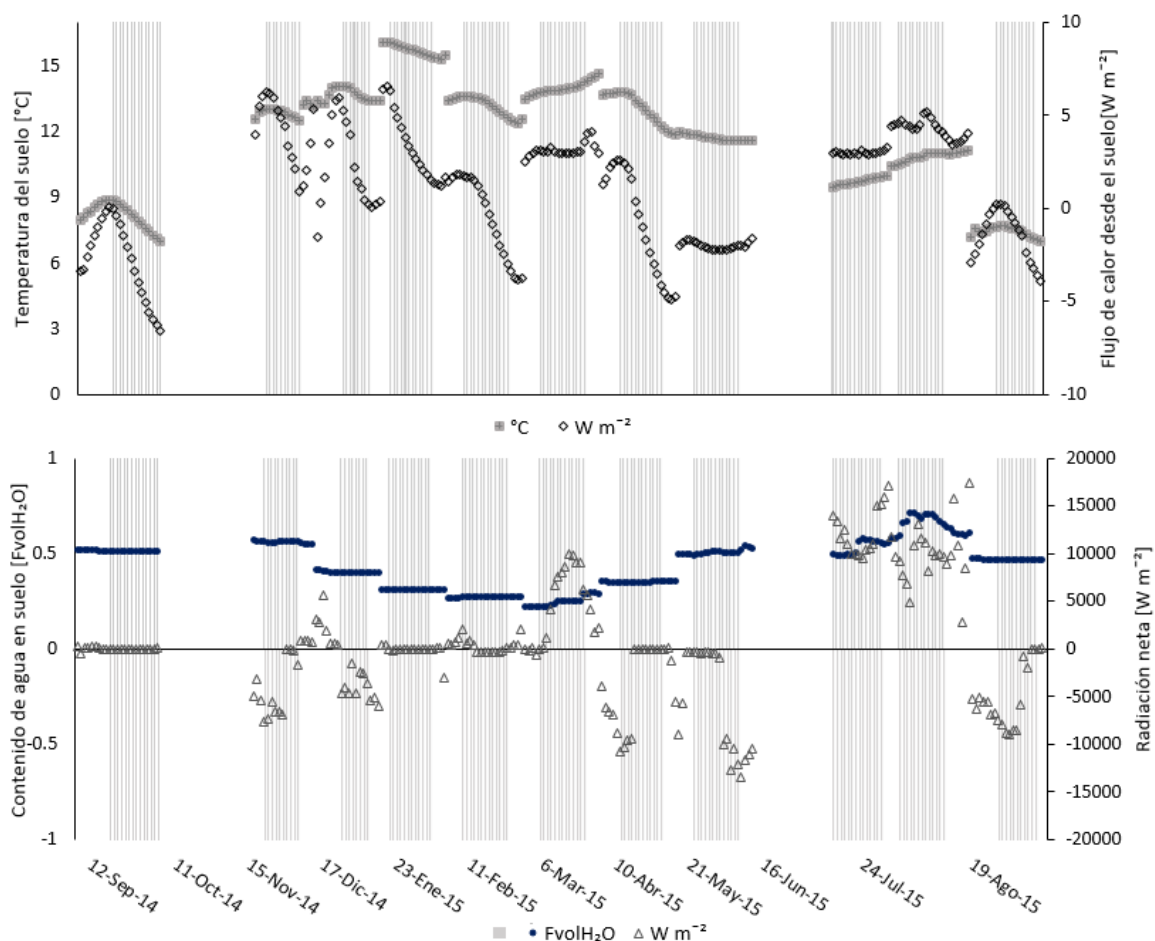
Anexo V. Gráficos que evalúan estadísticamente la calidad del modelo obtenido para el CH_4 en el ecosistema de turbera, según sus residuos y según los valores esperados frente a los modelados.





Anexo VI. Gráficos del flujo de los tres gases (las barras separa los datos por campaña) y de las variables ambientales que se presentan en el modelo (las barras separa los datos entre día y noche por cada campaña), observados en el ecosistema de bosque.





FvolH₂O: Fracción volumétrica de agua en suelo

Anexo VII. Gráficos del flujo de los tres gases (las barras separa los datos por campaña) y de las variables ambientales que se presentan en el modelo (las barras separa los datos entre día y noche por cada campaña), observados en el ecosistema de turbera para cada campaña de medición.

