

UCH-FC
MAG-EBE
B118
C.1

Facultad de Ciencias

Universidad de Chile

**COMPARACION DE LA EXPORTACION DE NITROGENO
DESDE UN ECOSISTEMA FORESTAL VERSUS UN
ECOSISTEMA PASTORIL, A TRAVES DE LA APLICACIÓN
DE MODELOS DE SIMULACION**

Tesis Entregada a la

Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos

para optar al grado de

Magíster en Ciencias Biológicas con mención en Ecología y Biología Evolutiva

Por

PAMELA LORETO BACHMANN VARGAS



Diciembre de 2009

Director de tesis: Dr. Victor H. Marín

Co-director: Dr. Italo Serey

FACULTAD DE CIENCIAS

UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACION

TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias Ecológicas que la Tesis de Magíster presentada por la candidata

PAMELA LORETO BACHMANN VARGAS


Ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación de la Tesis como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas con mención en Ecología y Biología Evolutiva, en el Examen de Defensa de Tesis rendido el día 2 de Diciembre de 2009.

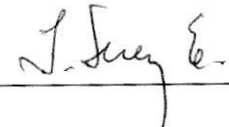
Tutor
Dr. Víctor H. Marín

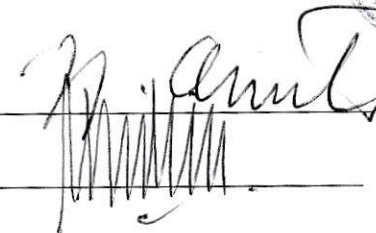
Co- Tutor
Dr. Italo Serey


Comisión de Evaluación de la Tesis
Dr. Juan Armesto

Dra. Vivian Montecino









AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos para el Instituto de Investigaciones Agropecuarias- INIA Tamei Aike, Dirección General de Aguas y Servicio Agrícola y Ganadero de la región de Aysén, por los datos proporcionados.

Se agradece de manera especial a Laura Sánchez-Jardón (Universidad Complutense de Madrid) por los datos entregados y a Luisa Delgado, Marcela Torres y Antonio Tironi por sus contribuciones durante el desarrollo de esta tesis.



INDICE



RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUCCION	1
ANTECEDENTES BIBLIOGRAFICOS	5
La modelación ecológica	5
El flujo de nitrógeno en un ecosistema pastoril	9
El flujo de nitrógeno en un ecosistema forestal	13
HIPOTESIS	17
OBJETIVOS	18
METODOLOGIA	19
Area de estudio	19
Definición de la estructura ecosistémica para el ciclo del nitrógeno	22
Estructura del ecosistema pastoril	23
Estructura del ecosistema forestal	28
Análisis de sensibilidad	33
RESULTADOS	35
Modelo dinámico ecosistema pastoril	35
Modelo dinámico ecosistema forestal	43
Análisis de sensibilidad	50
Análisis modelo ecosistema pastoril	50
Análisis modelo ecosistema forestal	51
DISCUSION	53
Exportación de nitrógeno desde el ecosistema pastoril	53
Exportación de nitrógeno desde el ecosistema forestal	56
Consecuencias de la exportación de nitrógeno	59
CONCLUSIONES	61
REFERENCIAS	63

TABLAS

Tabla 1. Condiciones iniciales modelo ecosistema pastoril	27
Tabla 2. Condiciones iniciales modelo ecosistema forestal	32
Tabla 3. Valores promedio salida estándar modelo ecosistema pastoril	42
Tabla 4. Valores promedio salida estándar modelo ecosistema forestal	48
Tabla 5. Resultados del análisis de sensibilidad modelo ecosistema pastoril	51
Tabla 6. Resultados del análisis de sensibilidad modelo ecosistema forestal	52
Tabla 7. Valores de referencia para la exportación de nitrógeno en cuencas forestadas y pastoriles del sur de Chile	53



FIGURAS

Figura 1. Uso y cobertura de la subcuenca Mañihuales	20
Figura 2. Modelo conceptual para el ecosistema de pradera bajo un régimen de pastoreo	24
Figura 3. Modelo conceptual para el ecosistema dominado por bosque de lenga	29
Figura 4. Estructura del modelo dinámico para el ecosistema pastoril	36
Figura 5. Salida estándar modelo ecosistema pastoril	41
Figura 6. Salida estándar modelo pastoril reservorios ganado ovino, mantillo y suelo	43
Figura 7. Estructura del modelo dinámico para el ecosistema forestal	44
Figura 8. Salida estándar modelo ecosistema forestal	48
Figura 9. Salida estándar para mantillo y suelo, ecosistema forestal	49

ANEXOS

Anexo 1. Muestreo de biomasa de pradera tomada en el sector de Valle Simpson	72
Anexo 2. Codificación Stella modelo ecosistema pastoril	74
Anexo 3. Codificación Stella modelo ecosistema forestal	76

RESUMEN

El análisis del reciclado de nutrientes representa una forma integradora de estudiar el comportamiento biogeoquímico de la estructura y de los procesos que conforman un ecosistema. Este se puede representar como el balance neto entre los procesos (físicos, químicos y biológicos) de entrada y salida del ecosistema, dando cuenta del remanente de nutrientes dentro del mismo. La estimación de los flujos de entradas y salidas de nutrientes, resulta fundamental para caracterizar y evaluar las consecuencias ecológicas de las perturbaciones naturales y antrópicas que afectan la estructura ecosistémica, lo cual incide directamente sobre el funcionamiento de éste. En especial, cuando una perturbación es tan intensa que afecta a la estructura de un ecosistema convirtiéndolo en otro. El objetivo general de esta tesis fue comparar la exportación de nitrógeno entre un ecosistema de pradera con presencia de ganado y un ecosistema forestal nativo dominado por *Nothofagus pumilio* de la subcuenca Mañihuales, región de Aysén, con el fin de determinar sus diferencias cuantitativas, en base a la generación de modelos dinámicos. Los resultados de los modelos señalan que el ecosistema pastoril definido para la subcuenca Mañihuales exporta 10 veces más nitrógeno, de manera relativa, respecto del ecosistema forestal.

ABSTRACT

The analysis of nutrient cycling is an integrated way to study the behavior of the structure and processes that make up an ecosystem. This can be represented as the net balance between processes (physical, chemical and biological) into and out of the ecosystem, taking account of the balance of nutrients in it. The estimate of the inputs and outputs of nutrients is essential to characterize and evaluate the ecological consequences of natural and anthropogenic disturbances that affect the ecosystem structure, which has a direct impact on the operation of it. Especially when a disturbance is so intense that affects the structure of an ecosystem, turning it into another. The objective of this thesis was to compare the export of nitrogen from a prairie ecosystem in the presence of livestock and native forest ecosystem dominated by *Nothofagus pumilio* in the subbasin Mañihuales (Aysén region) in order to determine their quantitative differences, based on the generation of dynamic models. The results indicate that the grassland ecosystem exports 10 times more nitrogen relatively, respect to the forest ecosystem.

INTRODUCCION

El análisis del reciclado de nutrientes representa una forma integradora de estudiar el comportamiento biogeoquímico de la estructura y de los procesos que conforman un ecosistema (Swank y Waide, 1980). Este se puede representar como el balance neto entre los procesos (físicos, químicos y biológicos) de entrada y salida del ecosistema, dando cuenta de la retención de nutrientes dentro del mismo. Una serie de investigaciones se han realizado para evaluar flujos y balance de nutrientes en diversos ecosistemas (e.g. Berendse *et al.* 1987; Swank y Waide, 1980; Watson y Atkinson, 1999; Hevia *et al.* 1999; Perakis y Hedin, 2001; Pérez *et al.* 2004; Frangi *et al.* 2005). Estos trabajos se han enfocado principalmente en el estudio de los procesos que regulan el flujo de nitrógeno (e.g. mineralización, fijación), debido a su carácter limitante para el funcionamiento de muchos sistemas terrestres y acuáticos (Schlesinger, 2000).

La estimación de las entradas y salidas de nutrientes, resulta fundamental para caracterizar y evaluar las consecuencias ecológicas de las perturbaciones naturales y antrópicas que afectan la estructura ecosistémica (componentes y flujos), lo cual incide directamente sobre el funcionamiento de éste. Desde un punto de vista teórico y dada la naturaleza compleja de los sistemas naturales, es posible estudiar el flujo de nutrientes a través de modelos de simulación, contruidos sobre la base de unidades interactuantes y flujos que las conectan. Dichos modelos, permiten observar y

representar la dinámica de los sistemas naturales de forma simple (Haag y Kaupenjohann, 2001), así como también facilitan la generación de escenarios futuros o alternativas de manejo ecosistémico, sin la necesidad de llevar a cabo experimentación *in situ* (Parysow y Gertner, 1997; Jackson *et al.* 2000). Por otro lado, permiten traducir la definición conceptual de ecosistema en una herramienta utilizable, dada las variadas definiciones del concepto de ecosistema (Picket y Cadenasso, 2002).

Para esta tesis, se aplicará el concepto que señala los ecosistemas pueden ser definidos como unidades conceptuales adimensionales, compuestas por un conjunto de componentes bióticos y abióticos los cuales interactúan a través de flujos de elementos, cuya delimitación depende del objetivo de estudio y por lo tanto, del observador (Jorgensen, 1992; Marín, 1997). De este modo, los flujos de nutrientes se pueden estudiar mediante la implementación de modelos dinámicos y funcionales que representen la estructura y el comportamiento de los ecosistemas (Delgado, 1996) y donde la distribución de un elemento dependerá de los flujos entre sus componentes (Delgado y Serey, 2002).

Para estudiar la dinámica de los ecosistemas, se han desarrollado una serie de métodos que van desde los experimentos naturales hasta la investigación en laboratorio y la modelación ecológica (Likens, 1985; Daehler y Strong, 1996), abarcando un gradiente desde mayor realismo y menor control, hasta un menor realismo pero mayor grado de control del sistema de estudio (Mooney *et al.* 1991).

En las últimas décadas la modelación matemática y numérica de sistemas naturales se ha vuelto un complemento en la investigación ecológica experimental y de campo (Gertsev y Gertseva, 2004). Más aún, la generación de modelos conceptuales y dinámicos para el estudio de ecosistemas ha facilitado el entendimiento y comunicación científica, desde un punto de vista sistémico, sobre la combinación de variables internas y externas que determinan la dinámica ecológica (Parysow y Gertner, 1997).

En esta tesis se desarrolló un estudio comparativo intersistémico (Waring y Schlesinger, 1985; Mooney *et al.* 1991; Delgado, 1996) basado en una aproximación teórica, del flujo de nitrógeno en dos tipos de ecosistemas de la región de Aysén.

Actualmente los ecosistemas de la región de Aysén, presentan un elevado grado de perturbación a causa de los incendios forestales ocurridos durante el período de colonización (Ortega y Brünning, 2000; Hepp, 2006). De este modo, se originaron praderas antropogénicas que son el sustento de la producción de ganado, principalmente ovino (SERPLAC, 2005). Por otra parte, la región de Aysén cuenta con el 37% de los bosques nativos del país (SERPLAC, 2005), conformados principalmente por el bosque de lenga y el subtipo lenga-coihue, los que constituyen casi la única fuente de actividad forestal para la zona. En efecto, el 97% de la madera aserrada en la región corresponde a dichos tipos forestales (SERPLAC, 2005).

Por lo tanto, en este contexto se hace muy importante el estudio del ciclo de nutrientes, en especial del nitrógeno, ya que las actividades agropecuarias y forestales que actualmente se desarrollan en la zona de Aysén, dependen directamente de la estructura y de los flujos externos e internos que determinan el ecosistema pastoril y el ecosistema forestal (De Miguel *et al.* 2005).

Es por esto, que frente a la transformación de ecosistemas perceptible a escala de paisaje (Turner, 1989) ocurrida en la región de Aysén, surge la interrogante de cuán equivalente es el reciclaje o la retención de nutrientes en el ecosistema pastoril respecto del ecosistema de bosque, para una escala espacial y temporal determinada. El objetivo general de esta tesis fue comparar la exportación de nitrógeno entre dichos ecosistemas (pradera y bosque), con el fin de determinar sus diferencias cuantitativas. El estudio se abordó desde una aproximación proceso-funcional (O'Neill *et al.* 1986), en base a la cual se identificaron los principales componentes y flujos relativos al ciclo del nitrógeno en ambos ecosistemas. Posteriormente, se construyeron modelos conceptuales que representen la estructura ecosistémica respecto del nitrógeno y finalmente, y se realizó un análisis cuantitativo por medio de la implementación de un modelo dinámico, sobre la base del software Stella Research.

ANTECEDENTES BIBLIOGRAFICOS

La modelación de ecosistemas

El desarrollo de la modelación ecológica se origina con los modelos de Lotka-Volterra y Streeter-Phelps en 1920, basados en el análisis del comportamiento de especies y la calidad del agua de los ríos respectivamente (Jorgensen y Bendoricchio, 2001). Odum *et al.* (2006), desde la perspectiva de la teoría de ecosistemas, han propuesto que para realizar estudios a nivel ecosistémico, se deben describir versiones simplificadas que consideren las propiedades fundamentales de dichos sistemas. Este proceso es desarrollado a través de la generación de modelos. Es así como, en las últimas décadas el uso de modelos aplicados al estudio de ecosistemas y a la toma de decisiones se ha incrementado (Oreskes *et al.* 1994), brindando una perspectiva holista para el estudio y comunicación de investigaciones en sistemas complejos, como son los ecosistemas, lo cual resultaría imposible si se estudiaran los componentes ecosistémicos de forma aislada (Marín, 1997).

La construcción de modelos conceptuales y dinámicos de ecosistemas, se basa en supuestos y decisiones operativas, que permiten analizar si los cambios observados en los ecosistemas son consistentes, en base a un número pequeño de mecanismos representados por sólo unas pocas ecuaciones, con un pequeño número de parámetros (Pace, 2003). Esto facilita la comunicación de los resultados obtenidos a través de los modelos de manera sencilla, respecto de un modelo complejo (Van Nes y Scheffer,

2005). Dichos modelos representan un ecosistema particular y no pueden ser generalizados (Rykiel, 1996). Oreskes *et al.* (1994), señalan que los modelos pueden ser usados para poner a prueba hipótesis y para generar probables escenarios de cambios, basados en la pregunta “qué pasaría si”. De este modo, los modelos pueden ser utilizados como herramientas predictivas o explicativas de un fenómeno en particular (Peters, 1991).

Los modelos conceptuales representan de forma simplificada cómo se piensa que funciona un sistema, es decir, es una representación de la estructura y dinámica del sistema, en términos de reservorios o componentes y flujos o interacciones (Odum, 1985). Desde esta perspectiva, los componentes de un modelo conceptual son definidos por el investigador, por lo tanto representan sólo aquellos elementos que el investigador considera importantes para el estudio. Esto implica que la calidad del modelo es dependiente de la calidad del conocimiento y de la disponibilidad de datos (Jorgensen, 1992) permitiendo, identificar los vacíos de información existentes.

Por su parte, los modelos dinámicos son modelos cuantitativos construidos, por lo general, sobre la base de modelos conceptuales. Ellos incorporan un conjunto de expresiones matemáticas para cada uno de sus elementos (reservorios y procesos). Estas expresiones representan el valor de la variable estado bajo circunstancias particulares (Jackson *et al.* 2000).

Existe una serie de software disponibles para la modelación y simulación de sistemas dinámicos, entre los que se incluyen PowerSim (PowerSim, 1999), STELLA (High Performance Systems, 2000b), iThink (High Performance Systems, 2000a), Extend (Imagine That, 2000), y Vensim (Ventana Systems, 1999), siendo Stella y Vensim los más utilizados. Para los propósitos de esta investigación, se utilizó el software STELLA Research 9.0.3, dada la disponibilidad del software y su interfase amigable al usuario.

STELLA permite simular dinámicas temporales definidas por ecuaciones diferenciales mediante iteraciones consecutivas tomando pequeños intervalos de tiempo ($dt \rightarrow \Delta t$). En otras palabras, STELLA aplica métodos numéricos a la resolución iconográfica de ecuaciones diferenciales (Marín y Delgado, 2007).

La construcción de modelos dinámicos de ecosistemas, requiere de un conjunto de elementos que deben ser definidos *a priori*, en base al objetivo de la investigación y al conocimiento que se tenga del sistema a modelar. Dichos elementos corresponden a: variable estado, componentes bióticos y abióticos, flujos de transferencia y factores forzantes (Odum, 1985).

Luego de la construcción del modelo, el proceso de modelación continúa con la simulación, lo cual requiere de la calibración de los datos. La calibración corresponde a la etapa de ajuste del modelo, a través de la manipulación de parámetros utilizados, de modo que el modelo se comporte de manera correcta desde la perspectiva del

investigador (Oreskes *et al.* 1994; Rykiel, 1996). Finalmente, la etapa de validación según Rykiel (1996), implica analizar si el modelo es aceptable para el uso que se propuso originalmente, es decir, si el modelo imita el mundo real lo suficientemente bien. Además, este autor señala que esta etapa no es esencial en el ambiente académico, pero sí es importante para producir credibilidad en los futuros usuarios del modelo, de modo que pueda ser aplicable por ejemplo, a la toma de decisiones respecto de la calidad de las aguas de una cuenca.

En base a lo anterior, la modelación de ecosistemas representa una herramienta factible de ser utilizada para la comparación de ecosistemas desde un punto de vista teórico, dando la oportunidad de generar y analizar escenarios alternativos para el comportamiento del modelo, en base a la variación de los parámetros que conforman el modelo dinámico.

El flujo de nitrógeno en un ecosistema pastoril

Los ecosistemas pastoriles o de praderas pueden ser estudiados desde un punto de vista experimental-agronómico y/o utilizando modelos ecológicos (Shulte *et al.* 2003). En Chile, desde fines de la década de los '70 se han elaborado modelos de simulación de sistemas pastoriles, principalmente desde el punto de vista experimental-agropecuario (Castellaro, 2003; Castellaro y Squella, 2006) y orientados hacia el estudio de cultivos anuales (Salvagno, 1998). Sin embargo, han sido pocos los modelos que se han desarrollado para praderas con presencia de ganado (Castellaro, 2003). En este contexto, un ecosistema pastoril ha sido definido básicamente, como la interacción entre la planta (pradera), el animal y el suelo (García *et al.* 2002). Considerando a la pradera (pastizal o grassland), como el componente biótico capaz de producir biomasa que sea consumible directamente por herbívoros domésticos y/o fauna silvestre de importancia económica (Castellaro, 2003). Por tanto, las praderas actúan como productoras de forraje y además contribuyen al control de la erosión, por encontrarse principalmente en las zonas bajas de las cuencas hidrográficas (FAO, 1996).

Desde la perspectiva de la ecología de ecosistemas, las interacciones entre dichos componentes pueden ser estudiadas a través de flujos de energía, materiales e información (Odum, 1969). El flujo de nitrógeno representa uno de los principales materiales que circulan al interior y entre ecosistemas, dado su carácter limitante para la productividad primaria, además del fósforo y el carbono (Schlesinger, 2000).

Generalmente, las praderas se encuentran formadas por especies de leguminosas, gramíneas y malezas (Ganderats, 2001). Desde el punto de vista del flujo de nitrógeno, las leguminosas son el grupo más relevante, ya que éstas establecen una relación simbiótica con el grupo de bacterias llamadas *Rhizobium*, las cuales inducen la formación de nódulos radiculares donde se realiza la fijación de nitrógeno atmosférico (Atlas y Bartha, 2001); esta representa la principal entrada de nitrógeno al ecosistema. Adicionalmente, el nitrógeno puede ingresar al ecosistema a través de adición directa de fertilizantes nitrogenados o bien a través de la fijación no simbiótica (Jones y Woodmansee, 1979).

Respecto a las pérdidas, el nitrógeno puede ser liberado desde los ecosistemas mediante escorrentía en solución o en sedimentos, mediante lixiviación de NO_3^- , o por volatilización de amoníaco (NH_3) y denitrificación de N_2 , además de la remoción de plantas y productos animales (Jones y Woodmansee, 1979).

Al morir la planta, el nitrógeno pasa a la fracción sólida del suelo pudiendo ser utilizado por otra planta en la forma de NO_3^- (Ganderats, 2001) sólo después de la mineralización. De este modo, la presencia de especies leguminosas contribuye a la nutrición nitrogenada y a la productividad de las praderas (Campillo *et al.* 2003). Por tanto, en un ecosistema pastoril, el flujo de nitrógeno está influenciado principalmente por el tipo de vegetación.

Por otro lado, la presencia de ganado se considera como un efecto positivo sobre la fertilidad del suelo, dependiendo de la intensidad del sistema productivo. El efecto animal acelera el ciclo de nutrientes retornándolos en forma asimilable para las plantas, a través de la orina y fecas (Ruz y Campillo, 1996).

Si bien, las praderas constituidas por leguminosas pueden representar un sistema autosuficiente en términos de nitrógeno, el aporte de este nutriente a través del proceso de fijación puede no ser suficiente para que las praderas puedan desarrollar su máximo crecimiento, el cual a su vez depende de las condiciones edafoclimáticas de cada lugar. Debido a esto, es necesaria la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Ruz y Campillo, 1996). Sin embargo, las prácticas de fertilización tienen un efecto notorio sobre el proceso de exportación de nutrientes hacia los cuerpos de agua (Oyarzún y Huber, 2003).

Esta tesis analiza el comportamiento del nitrógeno en un ecosistema pastoril, donde la vegetación herbácea se encuentra compuesta principalmente por *Trifolium repens* (trébol blanco), dado que es la especie de mayor importancia en las praderas naturalizadas de la región de Aysén, debido a su respuesta a la fertilización, además de su adaptación a diversas condiciones edafoclimáticas (Ganderats, 2001).

Trifolium repens es una especie leguminosa perenne, la cual constituye praderas de larga duración generalmente en mezcla con una o más gramíneas. Presenta una mejor adaptación al clima moderadamente frío y húmedo respecto del clima caliente y seco

(López, 1996). Como especie forrajera, la parte aprovechable por el animal corresponde a las hojas y pedúnculos florales, por lo tanto el pastoreo no afecta los puntos de crecimiento ni el valor nutritivo del forraje (López, 1996). Sin embargo, presenta un sistema radicular con baja capacidad de profundización en el suelo, lo que la hace muy vulnerable a períodos prolongados de sequía (Ganderats, 2001).

El flujo de nitrógeno en un ecosistema forestal

En los ecosistemas forestales, la mayor parte de los nutrientes que ingresan al ecosistema provienen de la atmósfera (precipitación húmeda y seca) o de la intemperización de los minerales del suelo (Waring y Running, 1998). De este modo, la productividad primaria neta depende de ciclado interno y de la acumulación de elementos provenientes de dichas fuentes (Schlesinger, 1991). En los ecosistemas forestales del sur de Chile, el ingreso y salida de nitrógeno está dominado por el nitrógeno orgánico disuelto (DON), lo que corresponde a la fracción no mineralizada de la materia orgánica del suelo, la que se encuentra compuesta principalmente por ácidos fulvicos, húmicos, aminoácidos y urea (Pérez *et al.* 2003). La mineralización de la materia orgánica del suelo da como resultado la liberación de amonio y nitrato, los cuales pueden ser absorbidos por las plantas o los microorganismos.

La absorción, fijación y liberación de nutrientes (durante el proceso de descomposición), dan lugar a flujos o ciclos, tanto en el bosque como dentro de los árboles. En los ecosistemas forestales, la circulación de los nutrientes sigue vías y tasas específicas que dependen de los procesos que regulan los flujos y de sus características particulares. Entre los primeros se encuentran los procesos asociados a la deposición atmosférica, la fijación simbiótica, la absorción, translocación y reutilización; los retornos a la superficie del suelo y la mineralización, y los fenómenos de lixiviación. Las características propias de los ecosistemas hacen referencia a las diferencias entre las especies, en cuanto a requerimientos y estrategias

de uso y conservación de los nutrientes, así como a las variaciones ambientales que influyen en los diversos procesos. Respecto a este punto, se ha documentado que los ecosistemas dominados por especies deciduas, tienen requerimientos de nitrógeno mayores a los bosques siempreverdes de hoja ancha (Oyarzún *et al.* 2005).

El estudio del ciclo del nitrógeno en ecosistemas forestales, ha recibido mayor atención respecto del ciclo del fósforo debido a que la disponibilidad de este elemento limita el crecimiento en gran parte de los bosques templados, con importantes implicancias sobre la dinámica ecológica, aún cuando su disponibilidad es alta (Mazzarino y Gobbi, 2005).

La retención de nitrógeno en los ecosistemas forestales está mediada por las interacciones entre planta, suelo y procesos regulados por los microorganismos (Fisk *et al.* 2002), así como también por el estado de desarrollo en que se encuentre el ecosistema (Vitousek y Rainers, 1975). Respecto a esto y a partir de la teoría biogeoquímica, la hipótesis de retención de nutrientes (Vitousek y Rainers, 1975) señala que los bosques de tipo “old-growth” debieran exhibir un efecto biótico mínimo sobre los patrones de pérdida de nutrientes (Hedin *et al.* 1995). En este tipo de bosques no perturbados, se ha postulado que los ingresos de nutrientes igualarían a los egresos (Vitousek y Rainers, 1975; Godoy *et al.* 1999). Esto estaría dado por la presencia de estrategias particulares para conservar el nitrógeno, dentro de las cuales se encuentran: la producción de hojas de larga vida, bajo requerimiento de nutrientes y reabsorción antes del proceso de senescencia (Diehl *et al.* 2003). Estos mecanismos

implican producción de hojarasca con baja concentración de N y alta relación C/N, disminuyendo las tasas de descomposición y mineralización (Mazzarino y Gobbi, 2005), lo que se traduce en baja disponibilidad de nitrógeno en el suelo y por lo tanto sólo fracciones pequeñas de nutrientes escurrirían hacia aguas subterráneas (sólo si los ingresos son pequeños) y luego llegarían a los ríos (Franklin y Spies, 1991).

Hedin *et al.* (1995) señalan que factores como las precipitaciones, el tipo de vegetación y la calidad de la materia orgánica del suelo, serían importantes controladores de la pérdida de NO_3^- desde los ecosistemas terrestres. Además, señalan que en un bosque de tipo “old-growth” siempreverde de Chiloé, los bajos niveles de NO_3^- en los ríos adyacentes al bosque, se deberían a la fuerte demanda biótica, baja tasa de nitrificación y altas tasas de denitrificación en los suelos. Adicionalmente, la baja deposición de nitrógeno a causa de la actividad antrópica evitaría un aumento en la pérdida de nutrientes del sistema (Weathers *et al.* 2000).

En el caso de los ecosistemas forestales norpatagónicos, estos se encuentran conformados principalmente por los subtipos lenga-coihue y lenga (Pérez *et al.* 2008), constituyendo el límite altitudinal del bosque, encontrándose desde el nivel del mar hasta los 2.000 msnm (Premoli, 2004). La distribución en altura, sumado a las temperaturas extremas y a la sequedad, han favorecido la existencia de bosques monoespecíficos de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Kraser (Lenga), hacia el límite oriental xérico del bosque andino-patagónico (Donoso, 1995). Los suelos

donde se distribuye *N. pumilio* son principalmente de tipo volcánico, cubiertos por una delgada capa de material más grueso de escoria, gravas o arenas.

En esta tesis se analiza la circulación de nitrógeno en un ecosistema forestal dominado por *N. pumilio* de 111 años de edad, en base a la aproximación procesofuncional (O'Neill, 1986).

HIPOTESIS DE TRABAJO

En base a la aproximación proceso-funcional, elegida para el análisis del flujo de nitrógeno en el ecosistema forestal y en el de pradera, se plantea la siguiente hipótesis:

La exportación de nutrientes debiera ser mayor en el ecosistema de pradera respecto del ecosistema de bosque nativo, considerando la diferencia que existe entre sus componentes y flujos de entrada y de salida.

OBJETIVOS

Objetivo general

Comparar la exportación de nitrógeno desde un punto de vista teórico, entre un ecosistema de bosque y uno de pradera, con el fin de determinar las diferencias cuantitativas que existen entre ellos.

Objetivos específicos

- a.- Determinar la magnitud del flujo de exportación de nitrógeno desde el ecosistema de pradera, a través de la implementación de un modelo dinámico.

- b.- Determinar la magnitud del flujo de exportación de nitrógeno desde el ecosistema forestal, a través de la implementación de un modelo dinámico.

METODOLOGIA

Area de estudio

El área de estudio analizada corresponde a la subcuenca Mañihuales (Fig. 1), la cual se ubica al norte de la ciudad de Puerto Aysén (Región de Aysén) y comprende una superficie de 417.410 ha constituyendo el 35% del área de la cuenca del río Aysén (CADE-IDEPE, 2004). La subcuenca está ubicada en la ecoregión templada húmeda, la cual se caracteriza por altas precipitaciones que fluctúan entre los 2.000 y 4.000 mm anuales (SAG, 1999). La temperatura media de verano fluctúa entre 10°C y 13°C, mientras que en invierno oscila entre los 4°C y 7°C (IREN, 1980). Los suelos son de origen volcánico (trumaos), medianamente profundos (Guajardo, 2006) y se caracterizan por ser pobres en nitrógeno debido a la mineralización lenta de la hojarasca y la elevada acidez (Premoli, 2004). Además, son marcadamente estratificados, con bajos niveles de fertilidad y baja retención de humedad (CADE-IDEPE, 2004).

En Mañihuales se distinguen cuatro tipos de bosque: lenga, coihue de Magallanes, bosque siempre verde y ciprés de las Guaitecas, donde la lenga representa el 90% de cobertura total del bosque (CONAF, 1999). Las zonas de bosque se encuentran distribuidas principalmente en laderas de pendiente pronunciada (Cruz Johnson *et al.* 2005) y están sujetas a explotación intensiva para ser utilizado como fuente de combustible. Por el contrario, las praderas se encuentran ubicadas en las zonas bajas

de la subcuenca, presentando pendientes leves (SAG, 1999) y son utilizadas para proveer de alimento al ganado ovino principalmente.

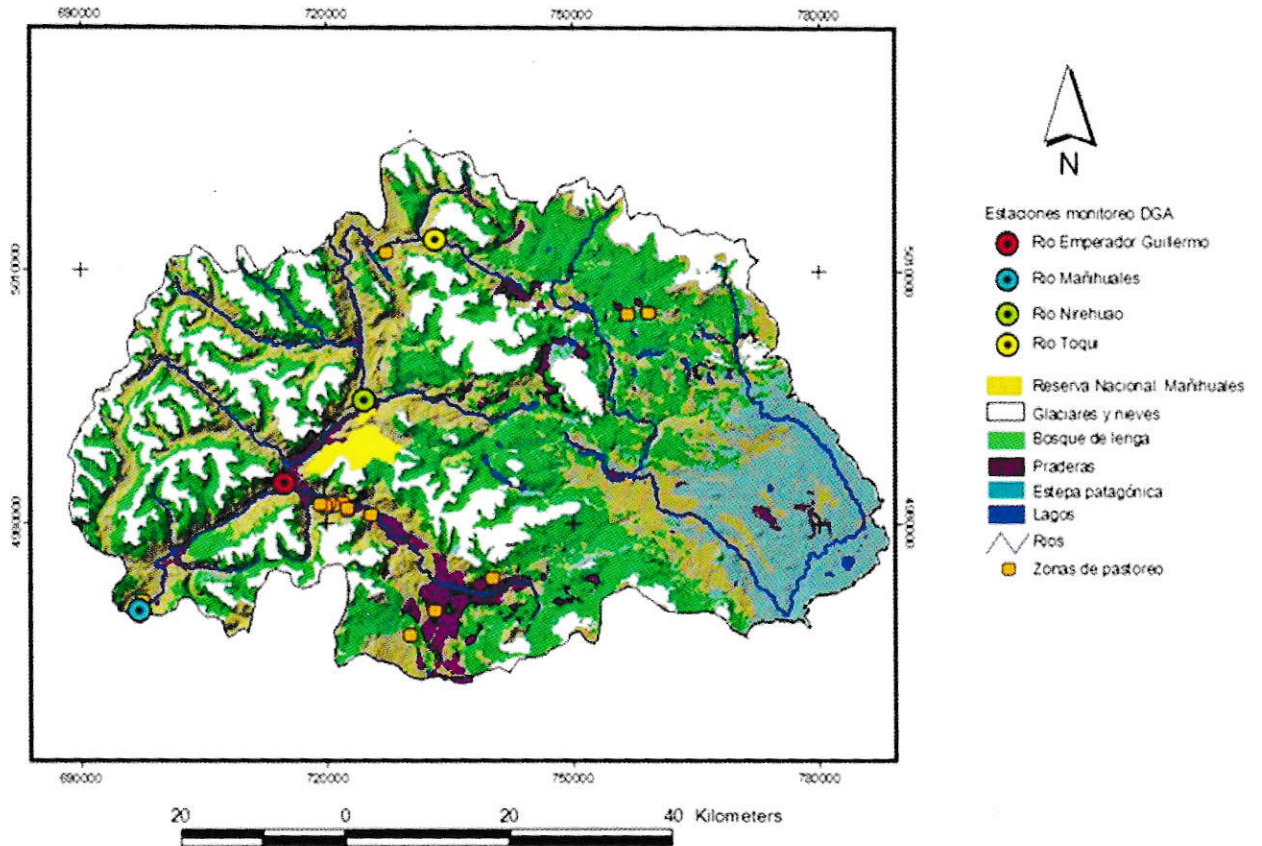


Figura 1: Uso y cobertura de la subcuenca Mañihuales. Se reconocen al menos 5 categorías principales: praderas perennes y silvopastorales (en color morado), bosque nativo conformado principalmente por el tipo lenga (color verde), glaciares y estepa patagónica (en color celeste). Se destaca además la Reserva Nacional Mañihuales (en color amarillo). Dentro de los ríos más importantes se encuentra el río Ñirehuao y Emperador Guillermo, los cuales son efluentes del río Mañihuales, que tiene un escurrimiento de norte a sur. Se destacan además las estaciones de monitoreo de calidad de aguas de la Dirección General de Aguas. La estación Río Ñirehuao estaría dando cuenta de la exportación de nitrógeno desde zonas boscosas, mientras que la estación Río Emperador Guillermo estaría dando cuenta de la exportación desde zona de praderas con presencia de ganado.

Para los objetivos de esta tesis, se consideró como área representativa del ecosistema forestal del tipo lenga, el bosque al interior de la Reserva Nacional Mañihuales, el

cual abarca 511 ha, con una pendiente entre 30% y 60% y se encuentra a 1.000 msnm (Cruz Johnson *et al.* 2005). Esto debido a que la Reserva cuenta con información sobre métricas forestales (e.g. área basal, densidad individuos, edad promedio, entre otros), necesarias para calcular la concentración de nitrógeno. Por otro lado, la edad promedio del bosque alcanza los 111 años (Cruz Johnson *et al.* 2005), lo cual da cuenta de que el bosque aún se encuentra en crecimiento, considerando 200 años como la edad donde se alcanzaría la máxima tasa de crecimiento (Cruz Johnson *et al.* 2007).

Respecto a las praderas existentes en la subcuenca Mañihuales, se consideraron las terrazas y lomajes constituidas por leguminosas (SAG, 1999), las cuales alcanzan una superficie de aproximadamente 16.200 ha (CONAF, 1999). Esto bajo el supuesto, de que las praderas se encuentran constituidas en su totalidad por *Trifolium repens*, bajo un sistema de fertilización nitrogenada y sometidas a pastoreo ovino con una carga animal¹ de 12,3 individuos/ha*año (dato obtenido en base al Censo Agropecuario INE, 2002).

La información correspondiente a la concentración de nitrato presente en los ríos y al caudal de éstos en el área de estudio, fue proporcionada por la Dirección General de Aguas de la Región de Aysén, a partir de las estaciones de monitoreo “río Ñirehuao en Villa Mañihuales” y “río Emperador Guillermo antes junta Mañihuales”. Donde la

¹ Carga animal: corresponde al número de animales (de un tipo dado) por unidad de tierra y de tiempo definido (Ruiz, 1988).

primera estaría dando cuenta del nitrógeno exportado desde las zonas forestadas y la segunda estaría reflejando la exportación desde las zonas pastoriles. La información utilizada en esta tesis corresponde al promedio de los datos mensuales obtenidos para el año 2006.

Definición de la estructura ecosistémica para el ciclo del nitrógeno

La definición de la estructura ecosistémica implica considerar una versión simplificada de la naturaleza o del fenómeno que se observa. Dicha versión incluye los componentes, propiedades y funciones básicas, que permiten explicar el objetivo propuesto para cierta investigación; la cual a su vez es representada a través de modelos (Odum, 1985).

En base a esto, se delimitaron dos tipos de ecosistemas: el bosque de lenga (*N. pumilio*) y la pradera dominada por trébol blanco (*T. repens*) con características abióticas similares (e.g suelo, clima, precipitaciones, temperatura), ambos dentro de la subcuenca del río Mañihuales, pero distribuidos de manera segregada en el espacio (Fig. 1). Como ecosistema de bosque representativo se consideró una porción dentro de la Reserva Nacional Mañihuales, de 511 ha sobre los 1.000 msnm.

Los modelos fueron construidos en base a la aproximación proceso-funcional (O'Neill *et al.* 1986), considerando al nitrógeno como variable estado de ambos modelos. Esto sirve como base para la identificación de componentes, interacciones y

factores de los ecosistemas bajo estudio. La comparación entre ambos modelos se realizó analizando el flujo de exportación de nitrógeno.

El análisis se desarrolló a escala de subcuenca, considerando como unidad de referencia una superficie de 1 hectárea. A continuación se especifican las características de ambos ecosistemas respecto del ciclo del nitrógeno.

Estructura del ecosistema pastoril

La estructura (componentes e interacciones) del ecosistema pastoril de origen antropogénico, fue determinada en base al conocimiento de la zona y a la literatura consultada (e.g. Ruz y Campillo, 1996; Elizalde *et al.* 1998; Campillo *et al.* 2002; Castellaro, 2003; Gatica 2005, Videla *et al.* 2005; Hepp, 2006; Sánchez-Jardón, datos no publicados), correspondiente al área de estudio en particular y a otras zonas geográficas similares.

A partir de la revisión bibliográfica se procedió a identificar los principales componentes (reservorios) del modelo, los cuales correspondieron a: vegetación herbácea, mantillo, suelo, ganado ovino y río. Por su parte, los principales flujos de nitrógeno correspondieron a: crecimiento y fijación simbiótica, pastoreo, extracción de ganado, natalidad y crecimiento del ganado, excreción, absorción, mortalidad, descomposición, fertilización, escorrentía y exportación. En la Figura 2 se presenta una fotografía del área de estudio y su representación conceptual.

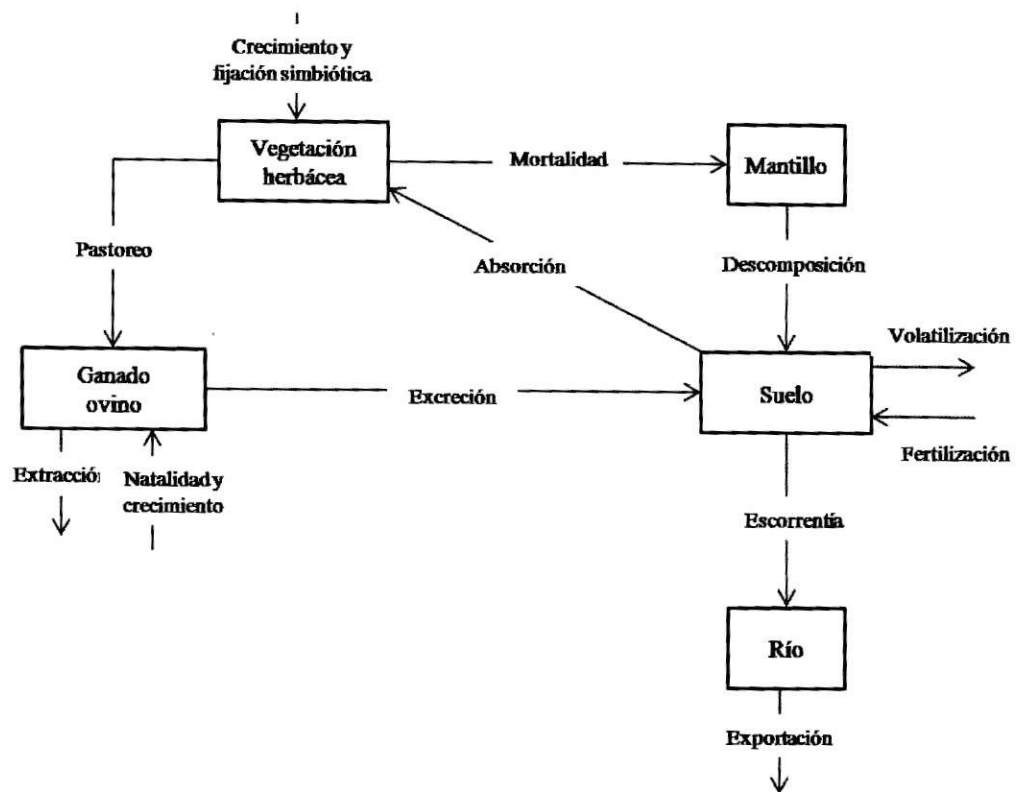
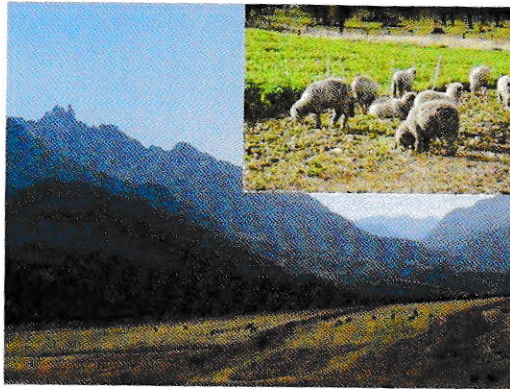


Figura 2: Modelo conceptual de la dinámica del nitrógeno en el ecosistema pastoril bajo un régimen de pastoreo.

El modelo dinámico del ecosistema pastoril se basa en el supuesto de que el reservorio *Vegetación herbácea* se constituye en su totalidad por *T. repens*. Además se consideró una carga animal ovina de 12 individuos/ha y una profundidad de suelo de 10 cm como base para el cálculo de la concentración de nitrógeno en dicho componente.

La concentración de nitrógeno presente en la vegetación herbácea se determinó en base a la biomasa promedio y al contenido de nitrógeno promedio obtenido en los muestreos realizados por Sánchez-Jardón (Datos no publicados, Anexo 1). Se estima que la biomasa seca alcanzaría los 10,21 kg/ha en la temporada Octubre a Marzo, con un contenido de nitrógeno del 2,97%. Lo cual dio como valor inicial 0,3 kgN/ha. El contenido de nitrógeno en el mantillo se determinó en base a 3 kg de biomasa muerta según lo señalado por Castellaro (2003), con un contenido de nitrógeno del 2%. Esto dio como valor inicial 0,06 kgN/ha.

Respecto al contenido de nitrógeno presente en el ganado ovino se consideró una carga animal de 12 animales/ha, con un porcentaje de proteína del 20% y con 4 kg de peso corporal como valor inicial considerando el peso de una cría. Lo cual dio como resultado 9,84 kgN/ha.

La concentración de nitrógeno en el suelo fue determinada a través del cálculo de la masa de suelo considerada en una hectárea, la densidad aparente (Hepp, 2006) y una profundidad de 10 cm. Esto dio como resultado 680.000 kg. Luego de esto se utilizó

la concentración de nitrógeno en el suelo determinada por Sánchez-Jardón (37mgN/kg suelo, datos no publicados) para determinar la concentración total de nitrógeno. Lo cual dio como valor inicial 25,16 kgN/ha.

El contenido de nitrógeno en el río en kg/ha se obtuvo en base a los datos de caudal, concentración de nitrato en solución y del área de drenaje. Se utilizó un caudal de 18,6 m³/seg, una concentración de nitrato de 1,7 mg/l y un área de drenaje correspondiente a 700.000 ha, información perteneciente a la estación de monitoreo Río Emperador Guillermo antes junta Mañihuales. Esto dio como valor inicial de nitrógeno en el río 1,1 kg/ha. La Tabla 1 muestra los valores iniciales a partir de los cuales se corrió el modelo (Fig. 4). Cabe destacar que cambios en los valores iniciales de los reservorios tienen efectos leves o bien no tienen efectos en las salidas de los modelos.

Tabla 1: Condiciones iniciales modelo ecosistema pastoril.

Reservorios	Valor	Referencia
N Vegetación herbácea	0,3 kgN/ha	Sánchez-Jardón (datos no publicados)
N Suelo	25,16 kgN/ha	Sánchez-Jardón (datos no publicados), Hepp 2006
N Mantillo	0,06 kgN/ha	Castellaro, 2003
N Ganado	9,84 kgN/ha	Censo Agropecuario INE,2007
N Rio	1,1 kgN/ha	Estación Monitoreo DGA río Emperador Guillermo antes junta Mañihuales
Parámetros	Valor	Referencia
Fertilización	8,3 kgN/ha mes	Elizalde <i>et al.</i> 1998
Carga máxima	147,6 kgN/ha	Ruz y Campillo, 1996
Coef erosión	0,10	Supuesto
Coef absorción	0,017	Campillo <i>et al.</i> 2002
Crec max	207,9 kgN/ha	Elizalde <i>et al.</i> 1998
Fijación máxima	300 kgN/ha	Mackenzie <i>et al.</i> 2003
Tasa absorción	0,10/mes	Supuesto basado en Videla <i>et al.</i> 2005
Tasa crecimiento	0,60/mes	Supuesto basado en Sánchez-Jardón (datos no publicados)
Tasa crecimiento2 (ganado)	0,6 kgN/mes	Supuesto basado en Ruz y Campillo, 1996
Tasa consumo	0,30/mes	Ruz y Campillo, 1996
Tasa descomposición	0,15/mes	Castellaro, 2003
Tasa excreción	0,12/mes	Ruz y Campillo, 1996
Tasa extracción	0,10/mes	Supuesto basado en Alvarado, 2005
Tasa fijación	0,60/mes	Supuesto basado en Mackenzie <i>et al.</i> 2003
Tasa mortalidad	0,20/mes	Supuesto
Tasa natalidad	0,07/mes	Supuesto
Tasa volatilización	0,20/mes	Supuesto basado en García, 2005

Estructura del ecosistema forestal

La estructura del ecosistema forestal fue determinada en base a la revisión bibliográfica y al conocimiento del área de estudio. Se determinaron cuatro reservorios relevantes: bosque de lenga, suelo, mantillo y río; y dentro de los flujos se consideraron los siguientes: crecimiento, raleo, fijación no simbiótica, absorción, mortalidad, descomposición, deposición húmeda, escorrentía y exportación. La Figura 3 muestra una fotografía del área de estudio y su representación conceptual.

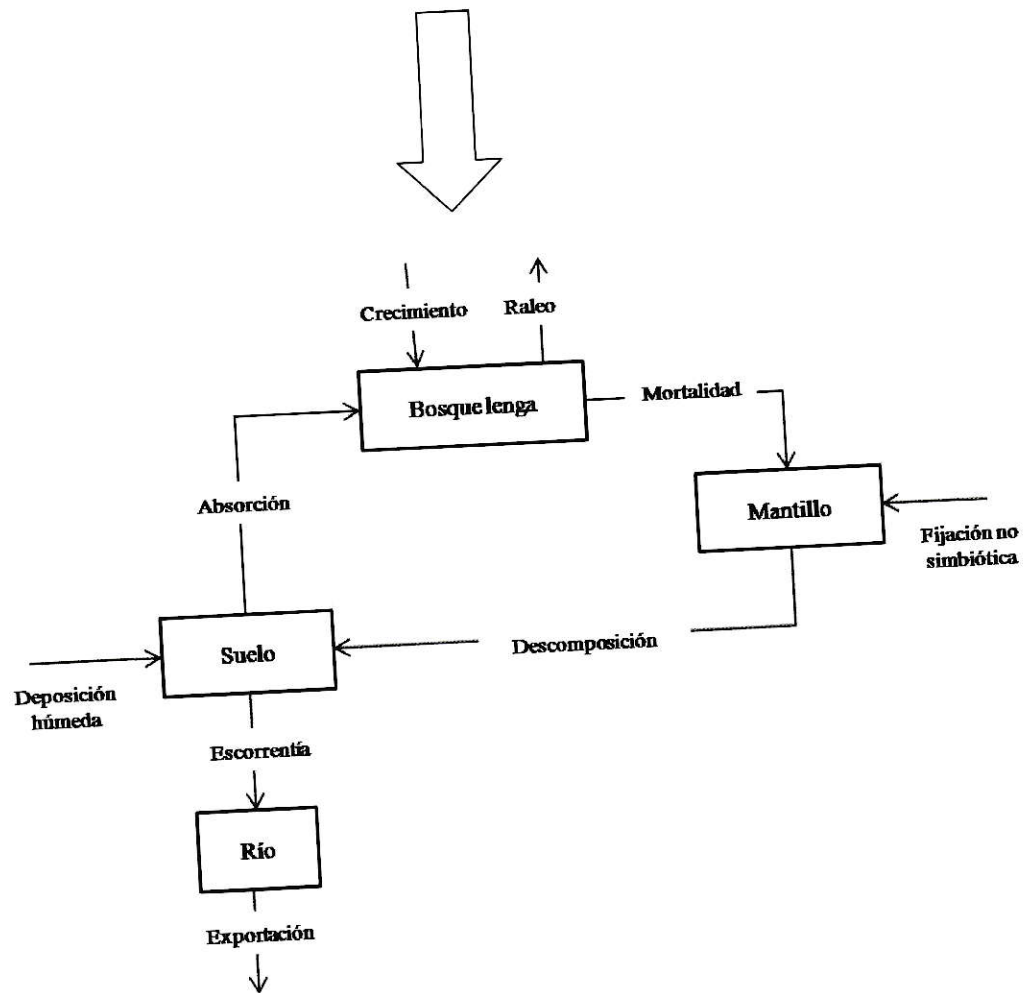
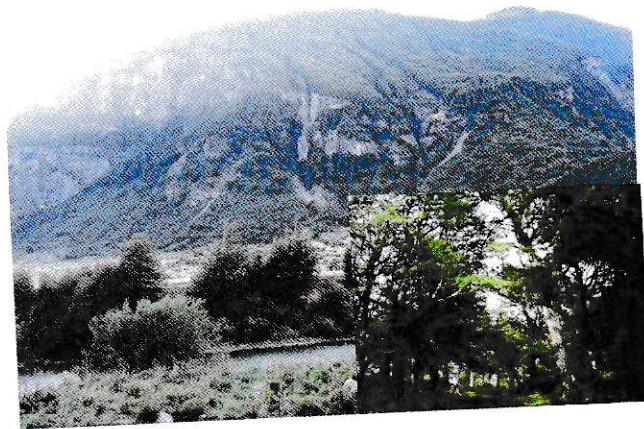


Figura 3: Modelo conceptual de la dinámica del nitrógeno en el ecosistema forestal.

Para obtener la concentración de nitrógeno en el componente forestal, se debió recurrir al cálculo del volumen total con corteza (VTCC). Para esto se utilizó el modelo número 7 señalado por Cellini *et al.* (2002), dado la disponibilidad de los datos requeridos. De este modo el volumen total fue determinado de la siguiente manera:

$$VTCC = a_1 * AB^{a_2} * Ht^{a_3}$$

Donde:

a_1 , a_2 y a_3 corresponden a los parámetros de la ecuación con valores de:

$$a_1 = 0,26321879; a_2 = 0,79551624; a_3 = 0,99323323$$

AB = área basal

Ht = altura total del árbol

Se consideró un AB promedio de 8,6 m²/ha correspondiente sólo a los individuos de fustes maduros, cuya densidad equivale a 31,1 n/ha según lo señalado por Cruz Johnson *et al.* (2005), con una altura aproximada de 10,6 m (Altamirano, 2006). Esto dio como resultado un volumen total con corteza de 15,21 m³/ha. Luego utilizando el valor de la densidad media de la madera señalada por Karsulovic *et al.* (2000) de 673 kg/m³ se obtuvo el valor de la biomasa, lo cual corresponde a 10.235,5 kg/ha. Posteriormente, sobre la base de lo señalado por Valenzuela (1995) respecto del contenido de nitrógeno en un árbol de lenga (3,96%), se determinó que la concentración de nitrógeno en el componente forestal es de 405,3 kgN/ha.

El contenido de nitrógeno en el suelo fue determinado en base al cálculo de la masa de suelo y del volumen contenido en una hectárea, para lo cual se determinó una profundidad de suelo de 0,8 m y se utilizó la densidad aparente con un valor de 680 kg/m³ (Hepp, 2006), lo cual arrojó una masa de 5.440.000 kg/ha. A continuación se procedió a calcular el contenido de nitrógeno en la masa de suelo, usando como referencia el contenido promedio de nitrógeno señalado por Diehl *et al.* (2003) el cual señala que los suelos donde habita *N. pumilio* tiene un contenido de nitrógeno del 0,65%. Con lo cual se obtuvo un valor inicial de 35.360 kgN/ha. Para determinar la concentración de nitrógeno en el mantillo se utilizó el valor promedio señalado por Valenzuela (1995) que corresponde a 69,8 kgN/ha.

La concentración de nitrógeno en el río (kg/ha) se determinó utilizando los datos de caudal, de concentración de nitrógeno en solución y la superficie de la cuenca de drenaje. Se consideró un caudal de 39,5 m³/seg y una concentración de nitrato de 0,99 mg/l, datos correspondientes al promedio para el año 2006 obtenidos en la estación de monitoreo Río Ñirehuao en Villa Mañihuales. La cuenca de drenaje corresponde a 200.000 ha. A partir de esto se obtuvo como valor inicial de nitrógeno presente en el río 0,52 kgN/ha. La Tabla 2 muestra las condiciones iniciales del modelo (Fig. 7).

Tabla 2: Condiciones iniciales modelo ecosistema forestal

Reservorios	Valor	Referencia
N Bosque	405,3 kgN/ha	Valenzuela, 1995; Cellini <i>et al.</i> 2002
N Suelo	35.360 kg N/ha	Diehl <i>et al.</i> 2003
N Mantillo	69,8 kgN/ha	Valenzuela, 1995
N Rio	0,52 kgN/ha	Estación Monitoreo DGA rio Ñirehuao en Villa Mañihuales
Parámetros	Valor	Referencia
Coef. Absorción	0,2	Supuesto
Coef. Erosión	0,2	Supuesto
Crecimiento máximo	550	Karsulovic <i>et al.</i> 2000, Cruz Johnson <i>et al.</i> 2005
Deposición húmeda	0,44 kgN/ha mes	Weathers <i>et al.</i> 2000
Proporción hojas	0,0085	Caldentey 1995
Reabsorción	0,62	Hevia <i>et al.</i> 1999
Tasa crecimiento	0,005/mes	Cruz Johnson <i>et al.</i> 2005
Tasa fijación no simbiótica	0,2 /mes	Pérez <i>et al.</i> 2003
Tasa raleo	0,007/mes	Cruz Johnson <i>et al.</i> 2005
Tasa descomposición	0,005/mes	Caldentey <i>et al.</i> 2001

En base a los modelos conceptuales, se construyeron los modelos dinámicos para ambos ecosistemas. El modelo dinámico del ecosistema forestal (Fig.7) se basa en el supuesto principal que toda el área representativa seleccionada se encuentra en la misma etapa de desarrollo, con una edad aproximada de 111 años. Además no considera la caída de fustes, la mortalidad de los individuos ni el proceso de semillación del bosque.

Dichos modelos fueron realizados utilizando una escala temporal de 120 meses (10 años) con un Δt de un mes. Se consideró este tiempo para la modelación, por encontrar que es un tiempo representativo a escala humana, donde los efectos de

ciertos procesos son evidentes y donde por tanto se podrían tomar decisiones de mediano plazo.

Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad da cuenta de la variación en las salidas estándar de los modelos, como resultado del cambio en el valor de algún parámetro definido previamente. En este trabajo, se efectuó el análisis de sensibilidad en base a lo propuesto por Huntley *et al.* (1987), los cuales definen la sensibilidad de un parámetro P, para un escenario X de la siguiente forma:

$$S_x = \frac{[K_{t,x} - K_s] / K_s}{[P_{t,x} - P_{s,x}] / P_{s,x}}$$

Donde

$K_{t,x}$: Valor de cierta variable para el escenario del análisis de sensibilidad x

K_s : Valor estándar de cierta variable (valor de la variable en la simulación con los valores iniciales)

$P_{t,x}$: Valor del parámetro P para el escenario del análisis de sensibilidad x

$P_{s,x}$: Valor estándar del parámetro P (valor del parámetro en la simulación con los valores iniciales)

Dada la problemática planteada en esta tesis, en ambos modelos se aplicó el análisis de sensibilidad para la concentración de nitrógeno en el río, lo cual da cuenta de la dinámica de exportación o bien de retención de nitrógeno para el ecosistema forestal y el ecosistema pastoril. Para realizar este análisis, se establecieron cuatro escenarios

de manera aleatoria respecto del valor inicial (Tablas 1 y 2), los que correspondieron a: -50%, +50%, +100% y +300%.

Debido a la variación de datos para ciertos parámetros, ausencia de información para otros y la existencia sólo de datos puntuales, se procedió a considerar todos los parámetros de ambos modelos en el análisis de sensibilidad (17 para el modelo pastoril y 10 para el modelo forestal). Para este análisis no se consideró los primeros 30 datos por corresponder a la etapa de inicialización de los modelos.

RESULTADOS

Modelo dinámico ecosistema pastoril

El modelo (Fig. 4) construido consta de 5 reservorios, 17 parámetros o convertidores y 13 flujos, de los cuales 4 corresponden a flujos de entrada, 3 a flujos de salida y 6 a flujos de recirculación al interior del ecosistema, los que se detallan a continuación (la codificación Stella completa del modelo se adjunta en el Anexo 2):

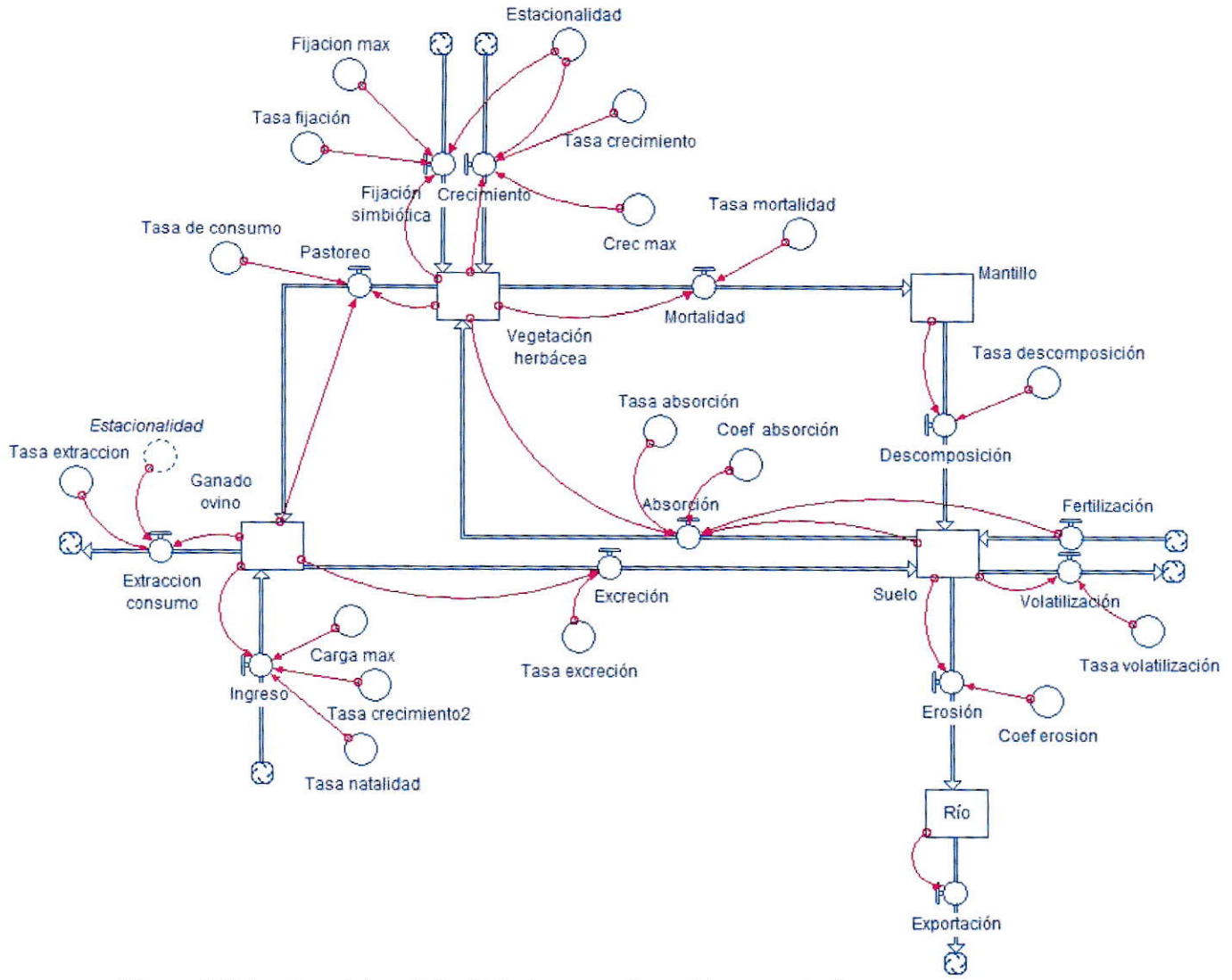


Figura 4: Estructura del modelo dinámico para el ecosistema pastoril.

a) Flujos de entrada

Crecimiento: para simular el crecimiento de la vegetación herbácea se utilizó una ecuación logística de crecimiento considerando la estacionalidad del proceso, el cual presenta una mayor productividad entre los meses de Septiembre a Diciembre. Este flujo fue representado de la siguiente manera;

$$\text{IF}(\text{Estacionalidad} \geq 9) \text{AND}(\text{Estacionalidad} \leq 12) \text{THEN}(\text{Tasa_crecimiento} * \text{Vegetación_herbácea}) - ((\text{Tasa_crecimiento} * \text{Vegetación_herbácea}^2) / \text{Crec_max}) \text{ELSE}(0)$$

Fertilización: para este flujo se considero un valor constante en base a lo señalado por Elizalde *et al.* 1998.

Fijación simbiótica: el flujo de fijación simbiótica fue simulado utilizando la misma ecuación de crecimiento logístico señalada anteriormente para el crecimiento de la vegetación herbácea. Las condiciones para la fijación simbiótica se presentan a continuación;

$$\text{IF}(\text{Estacionalidad} \geq 9) \text{AND}(\text{Estacionalidad} \leq 12) \text{THEN}(\text{Tasa_fijación} * \text{Vegetación_herbácea}) - ((\text{Tasa_fijación} * \text{Vegetación_herbácea}^2) / \text{Fijacion_max}) \text{ELSE}(0)$$

Ingreso de ganado: corresponde al incremento de la masa ovina, determinado por la tasa de nacimiento y la tasa de natalidad. Este flujo fue representado en base a la ecuación de crecimiento logístico sumado a la tasa de natalidad, respecto del valor inicial del nitrógeno contenido en el reservorio *Ganado Ovino*.

$$(\text{Tasa_crecimiento2} * \text{Ganado_ovino}) - ((\text{Tasa_crecimiento2} * \text{Ganado_ovino}^2) / \text{Carga_max}) + (\text{Tasa_natalidad} * \text{Ganado_ovino})$$

b) Flujos de salida

Exportación: equivale al contenido de nitrógeno presente en el reservorio *Río*.

Extracción consumo: corresponde a un proceso estacional que va entre los meses de Octubre a Diciembre, durante el cual el ganado ovino es extraído de las praderas para venta y consumo. Este flujo fue representado de la siguiente manera;

```
IF(Estacionalidad>=10)AND(Estacionalidad<=12)THEN(Ganado_ovino*Tasa_extraccion)ELSE(0)
```

Volatilización: proceso mediante el cual el nitrógeno se volatiliza del sistema, principalmente en la forma de amoniaco (NH_3) y N_2 . Para este modelo se considero una tasa volatilización de 0,2 basado en lo señalado por García (2005).

c) Flujos de recirculación

Absorción vegetal: este flujo se encuentra determinado por la tasa de absorción más el aporte de los fertilizantes en relación con su coeficiente de absorción basado en Videla *et al.* 2005. La codificación en Stella corresponde a la siguiente secuencia:
 $((\text{Tasa_absorción} * \text{Suelo}) / \text{Vegetación_herbácea}) + (\text{Fertilización} * \text{Coef_absorción})$

Descomposición y mineralización: flujo representado en base a la ecuación estándar para el proceso de descomposición señalado por Barrera *et al.* (2004).

Erosión: se basa en el supuesto que el 10% del contenido del suelo se transfiere hacia el río mediante este proceso.

Excreción: flujo compuesto por el nitrógeno contenido en las heces y orina del ganado ovino, basado en lo señalado por Ruiz (1988).

Mortalidad: flujo mediante el cual se transfiere nitrógeno desde la vegetación herbácea hacia el suelo.

Pastoreo: flujo determinado por la carga animal, la disponibilidad de vegetación y la tasa de pastoreo. Este flujo fue representado de la siguiente manera
(Tasa_de_consumo*Vegetación_herbácea)/Ganado_ovino

d) Convertidores

Carga máxima: este convertidor fue calculado en base al peso de un animal adulto, el porcentaje de contenido proteico y la carga animal.

Coefficiente erosión: valor supuesto para este modelo, con un valor de 0,1.

Coefficiente absorción: valor correspondiente al factor de absorción de fertilizantes, fijado en base a lo establecido por Campillo *et al.* (2002).

Crecimiento máximo: valor determinado en base a lo señalado por Ruiz (1988).

Tasa absorción: valor supuesto para este modelo en relación con lo señalado por Videla *et al.* (2005).

Tasa crecimiento: valor supuesto para este modelo en base a los resultados obtenidos por Sánchez-Jardón (datos no publicados).

Tasa crecimiento² (ganado): valor supuesto para este modelo en base a lo señalado por Ruiz (1988).

Tasa consumo: valor calculado en base al porcentaje de digestibilidad² para una carga animal liviana y el contenido de nitrógeno de *T. repens* (Ruiz, 1988). Lo cual arroja un valor de 0,3/mes.

Tasa descomposición: este valor fue fijado en 0,15 en base a lo señalado por Castellaro (2003).

Tasa excreción: valor calculado en base a lo señalado por Ruiz (1988), respecto del ganado vacuno, la cual será alrededor de 6 veces la del ganado ovino.

Tasa extracción: convertidor determinado en base a un sistema de producción anual, en relación a una condición supuesta y lo señalado por Alvarado (2005).

Tasa fijación: valor dado en base a lo señalado por Mackenzie *et al.* (2003).

Tasa mortalidad: valor supuesto para este modelo, el cual implica que el 20% del nitrógeno presente en la vegetación herbácea pasa hacia el suelo a través del flujo de mortalidad.

Tasa natalidad: valor supuesto para este modelo en base a una cría por año, con un peso inicial de 4 kg, y un contenido proteico del 20% respecto de la masa total.

² %D= (consumo-excreción)*100/consumo

Tasa volatilización: valor fijado en base a lo señalado por García (2005), lo cual implica que el 20% del nitrógeno contenido en el mantillo se volatiliza.

La salida estándar del modelo calibrado (Fig. 5) muestra que bajo las condiciones iniciales, el flujo de nitrógeno en el ecosistema pastoril se comporta de manera esperada en cuanto a su estacionalidad, es decir, el contenido de nitrógeno en la vegetación herbácea alcanza su máximo entre los meses de Octubre a Enero y su mínimo entre los meses de Junio y Agosto lo que corresponde al período de mínima productividad. Los valores promedio obtenidos varían entre 20,62 kgN/ha*año y 183,06 kgN/ha*año, manteniendo el ciclo de productividad.

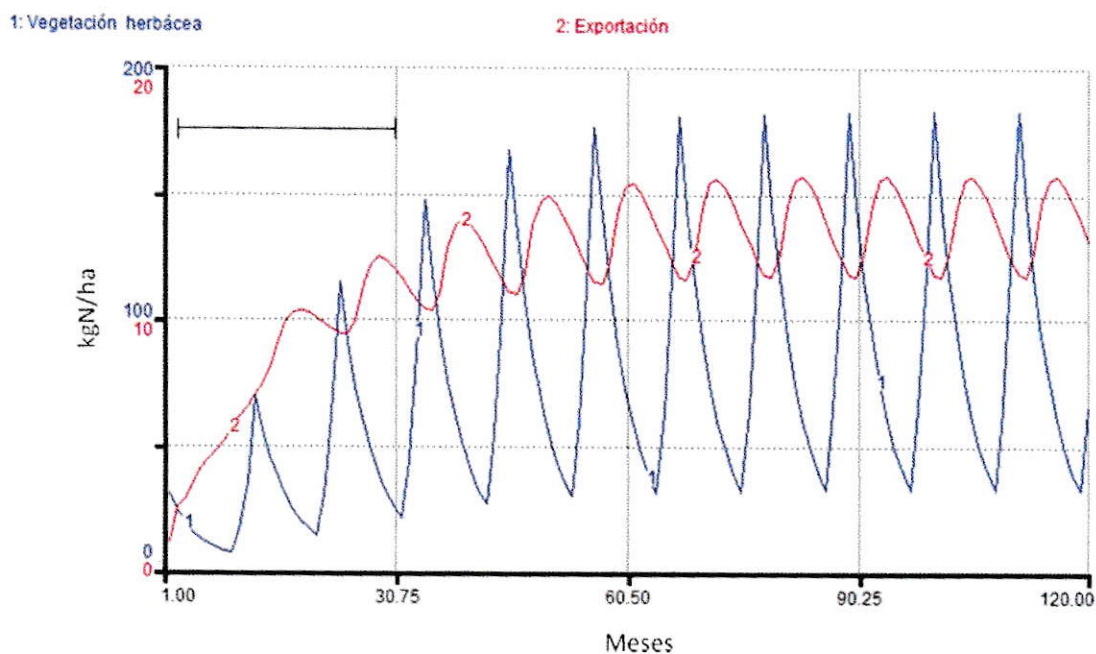


Figura 5: Salida estándar modelo ecosistema pastoril. La barra negra indica que los 30 primeros datos no fueron considerados para los análisis posteriores. La curva azul indica el comportamiento de la vegetación herbácea, mientras que la línea roja señala la dinámica de exportación de nitrógeno del ecosistema pastoril.

Respecto a la exportación de nitrógeno, se obtuvo un valor promedio de 13,41 kgN/ha*año, con fluctuaciones entre los 10,32 kgN/ ha*año y 15,76 kgN/ ha*año, con valores más altos durante los meses de invierno. La Tabla 3 muestra los valores promedios y el rango de valores obtenidos para todos los reservorios del modelo.

Tabla 3: Valores promedio salida estándar modelo ecosistema pastoril

Reservorios	Valor (kgN/ha*año)	Rango variación (kgN/ha*año)
N Vegetación herbácea	83,74	20,62 - 183,06
N Suelo	134,21	103,2 - 157,58
N Mantillo	19,36	4,97 - 40,2
N Rio (exportación)	13,41	10,32 – 15,76
N Ganado	131,08	116,56 – 135,45

Respecto a la dinámica temporal del contenido de nitrógeno en *Ganado ovino*, *Mantillo* y *Suelo* (Fig. 6), los resultados indican que los tres reservorios presentaron una dinámica acorde a lo esperado en cuanto a su estacionalidad, es decir, el ganado ovino mantiene una concentración de nitrógeno constante, con una variación estacional dada por la extracción para consumo y venta, la cual se realiza principalmente en la temporada de verano. La dinámica del nitrógeno presente en el mantillo se correlaciona con la curva presentada por el nitrógeno en la vegetación herbácea, con un desfase temporal de un mes. Por su parte, el nitrógeno presente en el suelo muestra un incremento en los meses de invierno.

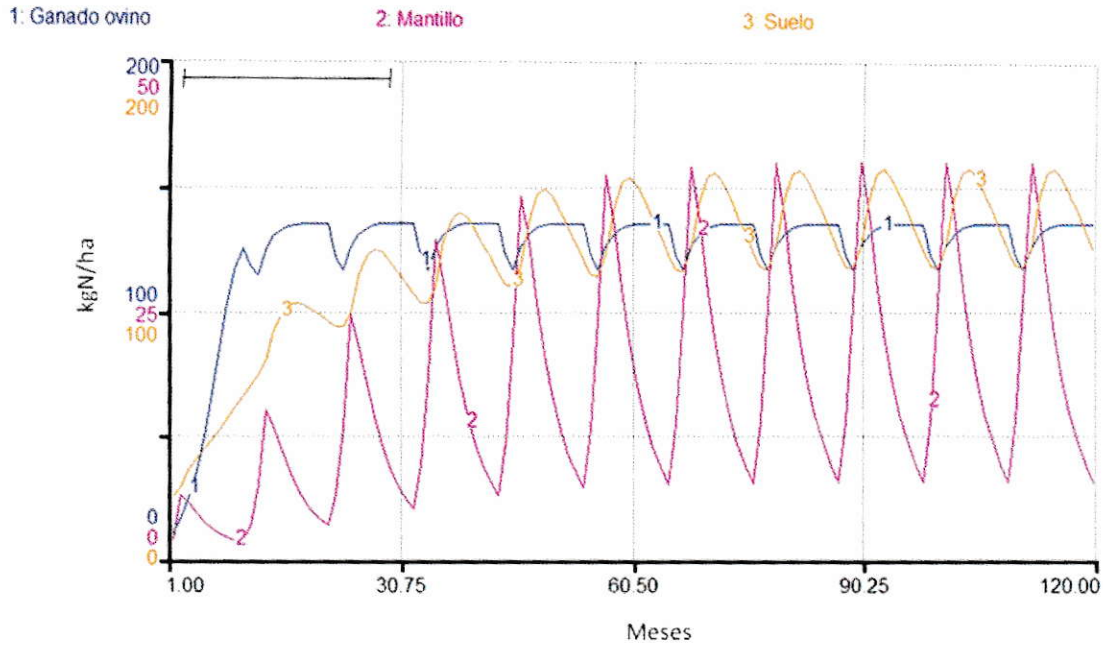


Figura 6: Salida estándar reservorios modelo pastoril. La barra negra indica que los 30 primeros datos no fueron considerados para los análisis posteriores. La línea azul señala el comportamiento del ganado ovino a lo largo de la simulación, por su parte la línea naranja indica la dinámica del componente suelo y la línea rosada la del componente mantillo.

Modelo dinámico ecosistema forestal

El modelo construido (Fig. 7) consta de 4 reservorios, 10 parámetros o convertidores y 9 flujos, de los cuales 3 corresponden a flujos de entrada, 2 a flujos de salida y 4 a flujos de recirculación al interior del ecosistema, los cuales se detallan a continuación (la codificación Stella completa del modelo se adjunta en el Anexo 3):

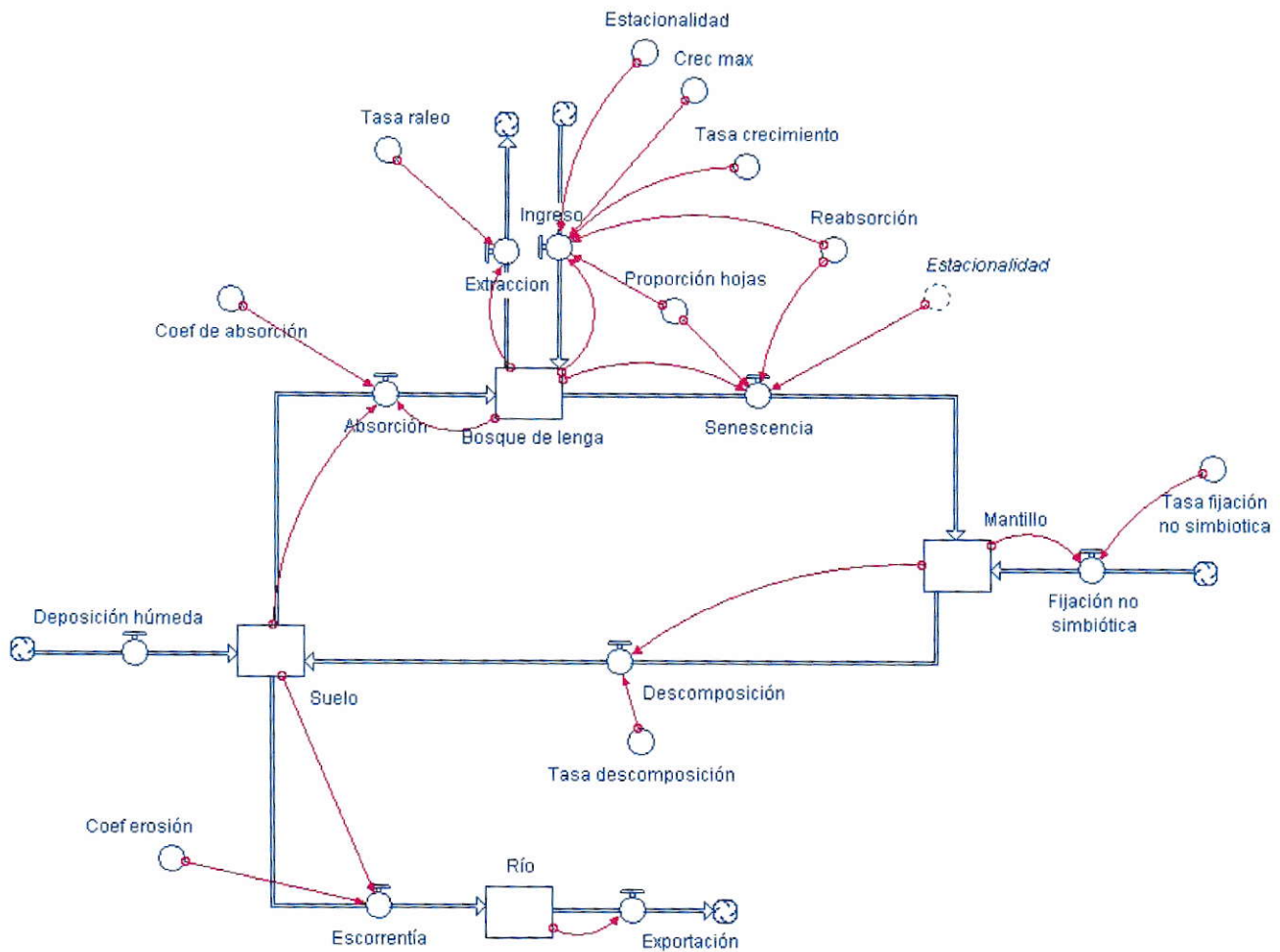


Figura 7: Estructura del modelo dinámico para el ecosistema forestal.

a) Flujos de entrada

Deposición húmeda (lluvia y neblina): se considero un valor constante en base a lo señalado por Weathers *et al.* (2000).

Fijación no simbiótica: este flujo fue definido en base a lo señalado por Pérez *et al.* (2003), de la siguiente manera: $\text{Mantillo} * \text{Tasa_fijación_no_simbiotica}$

Ingreso: este flujo corresponde a un proceso estacional determinado por el crecimiento del componente forestal, de manera logística, más el proceso de reabsorción de nitrógeno el cual depende de la proporción de hojas caídas. Este flujo fue representando de la siguiente manera:

IF(Estacionalidad>=8)AND(Estacionalidad<=12)THEN((Tasa_crecimiento*Bosque_de_lenga)-

((Tasa_crecimiento*Bosque_de_lenga^2)/Crec_max)+(Reabsorción*Proporción_hojas*Bosque_de_lenga))ELSE(0)

b) Flujos de salida

Extracción: corresponde al flujo mediante el cual se extrae parte del bosque. Este flujo fue representado como: $Bosque_de_lenga * Tasa_raleo$

Exportación: corresponde a la cantidad de nitrógeno presente en el reservorio *Río*.

c) Flujos de recirculación

Absorción: este flujo está determinado por la concentración de nitrógeno en el suelo, el coeficiente de absorción de la vegetación y la masa forestal.

$(Suelo * Coef_de_absorción) / Bosque_de_lenga$

Senescencia: este flujo corresponde a un proceso estacional dependiente de la proporción de las hojas caídas, lo cual fue definido de la siguiente forma en base a lo señalado por Altamirano (2006).

IF(Estacionalidad>=6)AND(Estacionalidad<=8)THEN(Bosque_de_lenga*Proporció
n_hojas*(1-Reabsorción))ELSE(0)

Descomposición y mineralización: este flujo fue determinado en base a la ecuación estándar para el proceso de descomposición señalado por Barrera *et al.* (2004).

Escorrentía: este flujo corresponde a la relación entre la concentración de nitrógeno en el suelo y el coeficiente de erosión.

d) Convertidores

Coefficiente absorción: corresponde a un valor supuesto para el modelo, el cual significa que el 20% del nitrógeno contenido en el suelo es absorbido por el bosque.

Coefficiente erosión: corresponde a un valor supuesto para el modelo, le cual implica que el 20% del nitrógeno presente en el suelo llega al río.

Crecimiento máximo: fue calculado en base a lo señalado por Cruz Johnson *et al.* (2005), lo cual dio como resultado 550 kgN/ha.

Proporción hojas: corresponde al contenido de nitrógeno en las hojas en relación a su volumen. El valor inicial fue dado en base a lo señalado por Caldentey (1995).

Reabsorción: corresponde al porcentaje de reabsorción de nitrógeno previo a la caída de las hojas. El valor inicial fue dado en base a lo señalado por Hevia *et al.* (1999).

Tasa crecimiento: se determino en base al crecimiento promedio entre 0 y 240 años, la densidad media de la madera y el área basal establecidas por Cruz Johnson *et al.* (2005). Lo cual dio como resultado 0,005/mes.

Tasa fijación no simbiótica: fue obtenida en base a lo señalado por Pérez *et al.* (2003).

Tasa raleo: corresponde al valor constante de extracción del bosque. El valor inicial fue dado en base a los estipulado por Cruz Johnson *et al.* (2005), para la propuesta de ordenación forestal de la Reserva Nacional Mañihuales.

Tasa descomposición: se estableció un valor constante de 0,005 en base a lo señalado por Caldentey *et al.* (2001).

La salida estándar del modelo calibrado (Fig. 8) muestra que bajo las condiciones iniciales dadas, el flujo de nitrógeno en el ecosistema forestal se comporta de manera esperada, es decir la exportación se mantiene en un flujo cercano a uno y de manera constante a través de los años, con valores que van desde los 0,49 kgN/ha*año hasta los 11,05 kgN/ha*año, con un promedio de 1,34 kgN/ha*año. Por su parte, el componente forestal muestra un decrecimiento a lo largo del tiempo, determinado por la tasa de raleo, donde la estacionalidad del flujo de ingreso (Agosto-Diciembre) se aprecia levemente en la gráfica del modelo.

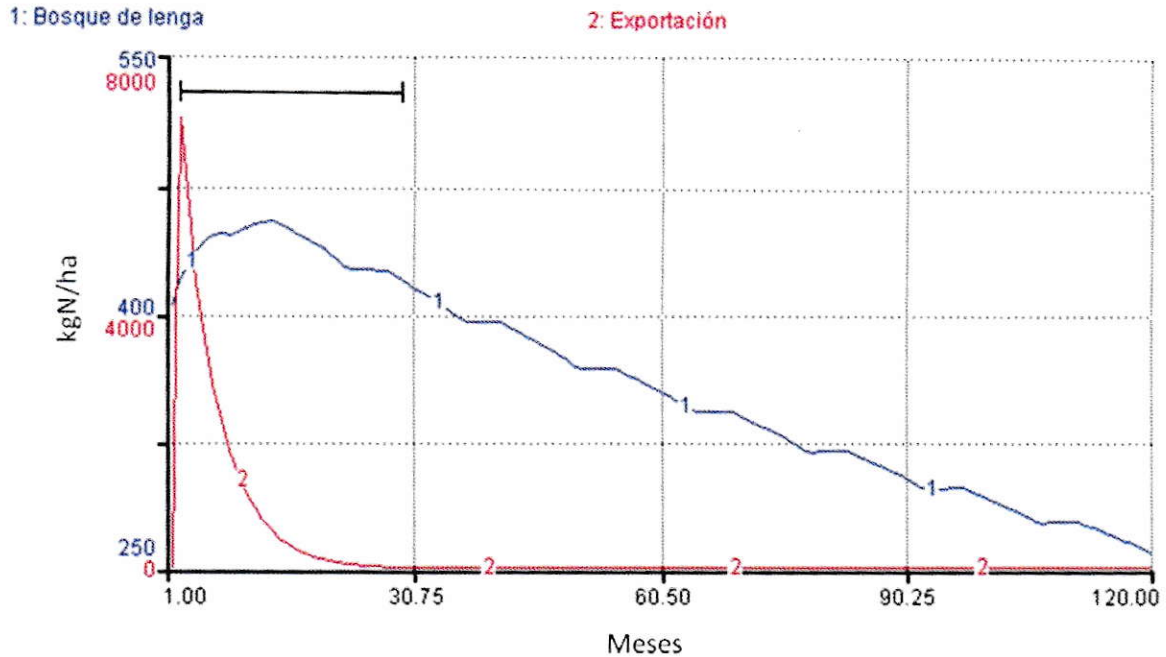


Figura 8: Salida estándar modelo ecosistema forestal. La barra negra indica que los 30 primeros datos no fueron considerados para los análisis posteriores. La curva azul indica el comportamiento del nitrógeno contenido en el bosque de lenga, mientras que la línea roja señala la dinámica de exportación de nitrógeno del ecosistema forestal.

La Tabla 4 muestra los valores promedios obtenidos en la salida estándar para los cuatro reservorios del modelo.

Tabla 4: Valores promedio salida estándar modelo ecosistema forestal

Reservorios	Valor (kgN/ha*año)	Rango variación (kgN/ha*año)
N Bosque	350,96	273,59 – 440,8
N Mantillo	0,31	0,0 – 1,7
N Río (exportación)	1,34	0,49 – 11,5
N Suelo	6,09	2,47 – 56,4

El comportamiento de los reservorios mantillo y suelo (Fig. 9), sigue la dinámica estacional definida, mostrando valores promedio de 0,31 kgN/ha*año y 6,09 kgN/ha*año respectivamente. El mantillo muestra un incremento de la concentración entre los meses de Septiembre-Noviembre, lo cual sucede luego del proceso de senescencia determinado entre los meses de Junio y Agosto. Por lo tanto el reservorio *Suelo* aumenta levemente su concentración de nitrógeno entre los meses de Noviembre y Diciembre.

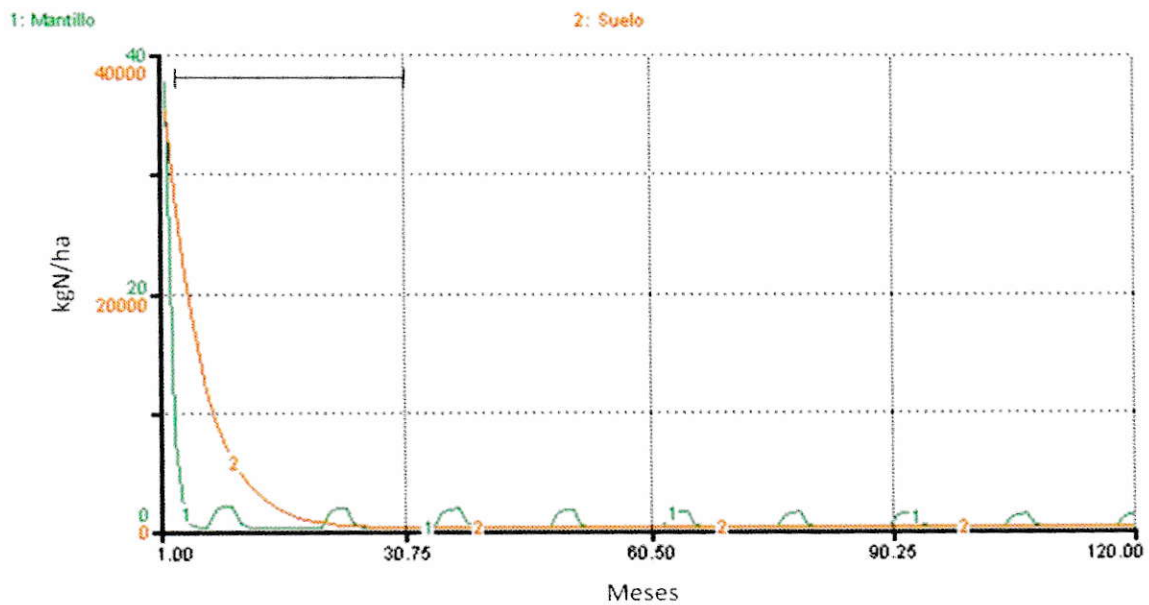


Figura 9: Salida estándar para mantillo y suelo. La barra negra indica que los 30 primeros datos no fueron considerados para los análisis posteriores. La línea verde señala el comportamiento del mantillo lo largo de la simulación, por su parte la línea naranja indica la dinámica del nitrógeno contenido en el componente suelo.

Análisis de sensibilidad

Se realizó el análisis de sensibilidad respecto del reservorio *Rio* para los cuatro escenarios definidos con anterioridad, sin considerar los 30 primeros datos arrojados durante la simulación.

Análisis modelo ecosistema pastoril

Según la dinámica del flujo de nitrógeno en el ecosistema pastoril, el modelo resulto ser sensible en los cuatro escenarios a variaciones en los parámetros de fertilización, carga máxima de ganado y coeficiente de erosión. En cuanto a la variación en la tasa de excreción, el modelo no mostro sensibilidad en el escenario de +300%. Respecto a variaciones en los parámetros de tasa de crecimiento y tasa de volatilización, el modelo presentó sensibilidad en los escenarios de -50% y +50%. Por su parte, el análisis arrojó mayor sensibilidad en los escenarios de +50% y +100% frente a variaciones en la tasa de mortalidad. Finalmente, fluctuaciones en el crecimiento máximo y fijación máxima hacen que el modelo presente mayor sensibilidad sólo en el escenario de -50% (Tabla 5).

Tabla 5: Resultados del análisis de sensibilidad modelo ecosistema pastoril.

Parámetros	Escenarios			
	-50%	+50%	+100%	+300%
Fertilización	0,23	0,22	0,22	0,22
Carga máxima	0,42	0,41	0,40	0,4
Coef. erosión	0,80	0,57	0,49	0,33
Coef. absorción	0,008	0,011	0,0097	0,0088
Crec. máximo	0,24	0,14	0,11	0,07
Fijación máxima	0,23	0,13	0,10	0,06
Tasa absorción	0,03	0,02	0,02	0,01
Tasa crecimiento	0,39	0,24	0,16	0,08
Tasa crecimiento2 (ganado)	0,11	0,04	0,03	0,01
Tasa consumo	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
Tasa descomposición	0,00	0,00	0,00	0,00
Tasa excreción	0,35	0,26	0,22	0,04
Tasa extracción	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02
Tasa fijación	0,00	0,00	0,00	0,00
Tasa mortalidad	-0,06	-0,50	-0,29	-0,11
Tasa natalidad	0,05	0,06	0,05	0,05
Tasa volatilización	-1,02	-0,51	-0,14	-0,13

Análisis modelo ecosistema forestal

El modelo del ecosistema forestal resulto ser más sensible a modificaciones en los parámetros de coeficiente de erosión, deposición húmeda, proporción hojas, reabsorción y tasa de fijación no simbiótica. No obstante, sólo tres de ellos generaron mayor sensibilidad del modelo en los cuatro escenarios propuestos. Cambios en la reabsorción produjeron mayor sensibilidad en el escenario de +300%, en donde variaciones de la tasa de fijación no simbiótica sí son importantes de considerar (Tabla 6).

Tabla 6: Resultados del análisis de sensibilidad modelo ecosistema forestal.

Parámetros	Escenarios			
	-50%	+50%	+100%	+300%
Coef. absorción	0,03	0,02	0,02	0,02
Coef. erosión	-26,37	-0,91	-0,47	-0,16
Crecimiento máximo	0,04	0,008	0,007	0,004
Deposición húmeda	0,3	0,3	0,3	0,3
Proporción hojas	0,2	0,3	0,3	0,3
Reabsorción	-0,3	-0,4	-0,2	-0,08
Tasa crecimiento	0,01	0,00	0,00	0,00
Tasa fijación no simbiótica	0,05	0,06	0,07	0,24
Tasa raleo	-0,09	-0,10	-0,08	-0,05
Tasa descomposición	0,004	-0,004	-0,002	-0,001

DISCUSION

Los resultados de esta tesis sugieren que la exportación de nitrógeno desde ecosistemas forestales y pastoriles de la subcuenca Mañihuales está dentro del rango de datos señalados en la literatura. En la Tabla 7 se muestran valores de referencia obtenidos a través de métodos de campo en diversas cuencas del sur de Chile.

Tabla 7: Valores de referencia para la exportación de nitrógeno en cuencas forestadas y pastoriles del sur de Chile (kgN/ha*año).

Cuencas praderas ganaderas	Cuencas forestadas	Referencias
14,36	6,73	Oyarzún <i>et al.</i> 1997
----	0,2 – 3,5	Perakis y Hedin, 2002
11,0	4,9	Oyarzún y Huber, 2003
----	1,65	Cárdenas, 2007
10-70	----	Alfaro <i>et al.</i> 2008*

*Corresponde al valor dado para el proceso de lixiviación

Exportación de nitrógeno desde el ecosistema pastoril

El valor de la exportación de nitrógeno desde el ecosistema pastoril obtenido en esta tesis arrojó como resultado promedio 13,41 kgN/ha*año, lo cual está dentro de los rangos señalados por Oyarzún *et al.* (1997), Oyarzún y Huber (2003) y Alfaro *et al.* (2008), los cuales describen el proceso de exportación de nitrógeno desde cuencas agrícolas en la región de Los Lagos, con características edáficas similares y con prácticas de fertilización.

El modelo del ecosistema pastoril resulto ser más sensible para los parámetros de fertilización, carga máxima, coeficiente de erosión, tasa de crecimiento, tasa de excreción, tasa de mortalidad y tasa de volatilización. La sensibilidad del modelo frente a cambios en la fertilización estaría dando cuenta del efecto de éste parámetro sobre la exportación de nitrógeno desde cuencas agropecuarias. Según Carpenter *et al.* (1998) la exportación de N desde áreas agropecuarias a cuerpos de agua, como un porcentaje de la aplicación de fertilizantes, variaría entre 10% a 40% para suelos compuestos principalmente por limo o arcilla, mientras para suelos arenosos variaría entre 25% a 80%. Para el caso de la exportación de fertilizantes desde áreas con suelos trumaos (andisoles) como la cuenca de Mañihuales, esta estaría en el rango de valores señalados para suelos arenosos, dadas sus similares características de conductividad hidráulica (Nissen *et al.* 2006).

El nitrógeno contenido en las heces y orina de los animales, tiene directa relación con la sensibilidad que presentó el modelo a la carga animal máxima y a la tasa de excreción, lo cual ha sido establecido como uno de los principales efectos negativos de la actividad agropecuaria (e.g. Coma *et al.* 2005). A su vez la tasa de excreción depende directamente del porcentaje de digestibilidad del forraje, el crecimiento máximo de la vegetación y la carga animal (Ruiz, 1988). Para el caso de esta tesis el modelo pastoril fue corrido con una carga inicial liviana (12 ind/ha*año), por lo tanto el incremento de la carga animal a media o pesada tendría efectos considerables en la exportación de nitrógeno hacia los cuerpos de agua de la cuenca. Así como, la fertilización la cual incide directamente sobre la productividad primaria de la

vegetación. Respecto de las prácticas de fertilización realizadas en área de estudio, es posible señalar que por cada kilo de nitrógeno aplicado es posible obtener incrementos de 35 a 45 kg de materia seca de forraje por temporada (Ganderats, 2001).

Por otro lado, variaciones en la tasa de mortalidad afectarían directamente la liberación de nitrógeno desde el mantillo durante el proceso de descomposición. Respecto a la sensibilidad que presenta el modelo frente a variaciones en la tasa de volatilización, este factor representa un aspecto importante que carece de información local. No obstante, la magnitud de dicho proceso está determinada por las características edáficas y climáticas de la zona (Echeverría y Sainz Rosas, 2005). Variaciones en este parámetro estarían dando cuenta de cambios en el proceso de descomposición, ya sea de materia orgánica del suelo, de restos vegetales, de compuestos orgánicos de origen biótico (e.g. orina y heces), o provenientes de fertilizantes nitrogenados.

La variación de nitrógeno en el río y en el suelo presentó los valores más altos durante los meses de invierno, lo que está en correcta relación con lo señalado por Jarvis (2002) y Alfaro y Salazar (2005), los cuales plantean que el nitrógeno que no haya sido utilizado por las plantas durante el período de crecimiento permanecerá en el suelo y en la biomasa microbiana con riesgo de perderse en la temporada de mayor escorrentía.

Exportación de nitrógeno desde el ecosistema forestal

Respecto al modelo del ecosistema forestal, el valor promedio obtenido para la exportación de nitrógeno corresponde a 1,34 kgN/ha*año, lo cual se ajustaría al rango presentado por Perakis y Hedin (2002) y estaría bajo el valor señalado por Cárdenas (2007). El primer trabajo evalúa las pérdidas de nitrógeno en diversas áreas del archipiélago de Chiloé y la zona continental, mientras que el segundo artículo analiza los cambios en la exportación de nitrógeno en la cordillera de la costa de la zona de Valdivia. La diferencia del valor promedio obtenido en esta tesis, respecto de los trabajos de Oyarzún *et al.* (1997) y Oyarzún y Huber (2003), podría estar relacionada con que dichos trabajos analizan los flujos de nitrógeno en zonas con mayor actividad antrópica (lago Rupanco) respecto de la subcuenca Mañihuales. Esto tendría directa relación con el proceso de deposición húmeda. Oyarzún *et al.* (1997) señalan que este proceso sería un factor clave en la exportación de nitrógeno desde cuencas forestadas en lugares con mayor actividad antrópica. Lo cual se correlaciona directamente con el resultado del análisis de sensibilidad del modelo forestal. El cual señala, que el modelo sería altamente sensible a cambios en la deposición húmeda al menos en los 4 escenarios analizados en este trabajo (Tabla 6). El análisis de sensibilidad mostró además que el modelo es sensible a cambios en los parámetros de coeficiente de erosión, proporción hojas, reabsorción y tasa de fijación no simbiótica.

Pérez *et al.* (2003), han señalado que la fijación no simbiótica y la descomposición son las mayores fuentes de nitrógeno en ecosistemas forestales no contaminados. Por

lo que el modelo estaría dando cuenta del efecto del proceso de fijación no simbiótica como un factor importante en la dinámica del nitrógeno en ecosistemas forestales norpatagónicos. Sin embargo, se requiere de un incremento del 300% para que el modelo sea sensible a este parámetro. Por otro lado, el modelo no mostró sensibilidad frente a cambios en la tasa de descomposición, lo que estaría relacionado con la lenta mineralización de la hojarasca dada las condiciones ambientales de la zona (Premoli, 2004). Adicionalmente, la eficiencia del proceso de reabsorción antes del período de senescencia se ve reflejado en una baja concentración de nitrógeno en el mantillo, lo que da como resultado lentas tasas de descomposición y mineralización (Satti *et al.* 2003).

Respecto a la sensibilidad del modelo, presentada frente a cambios en los parámetros de proporción de hojas y reabsorción de nitrógeno, es posible señalar que el flujo de nitrógeno en este tipo de ecosistemas estaría determinado por las estrategias de conservación de nitrógeno que posee la vegetación de tipo caducifolia (Hevia *et al.* 1999; Satti *et al.* 2003). Dichas estrategias implican altos requerimientos de nutrientes, producción de hojarasca con baja concentración de N y baja relación C/N y lignina/N en la hojarasca lo cual se traduce, como se mencionó anteriormente, en una baja tasa de descomposición y de mineralización (Mazzarino y Gobbi, 2005).

Además de las estrategias de conservación de nutrientes, la ubicación de los rodales también determina el flujo de exportación de nutrientes hacia los cuerpos de agua. Esto queda demostrado con la sensibilidad que presentó el modelo frente a

variaciones en el coeficiente de erosión. Incrementos en este coeficiente producirán un aumento en la exportación de nitrógeno hacia los cuerpos de agua, así como también el aumento de las precipitaciones contribuirá al arrastre superficial y subsuperficial de los nutrientes. Sin embargo, la constante presencia de cobertura vegetal produce que la exportación de nitrógeno hacia los cuerpos de agua se mantenga constante y en bajos niveles a través del año (Fig. 8), a diferencia del ecosistema pastoril en donde se evidencia una marcada dinámica estacional, determinada por la productividad de la vegetación herbácea, la cual alcanza su máximo en la temporada primavera-verano (Fig. 5), así como también por la extracción de ganado desarrollada en este mismo período (Fig. 6).

Sobre la base de los resultados obtenidos para el modelo del ecosistema forestal es posible señalar, que los parámetros antes los cuales el modelo presento mayor sensibilidad están en concordancia con lo señalado por Likens y Borman (1995) respecto de la exportación de nutrientes desde ecosistemas forestales. Dichos autores destacan que el proceso de exportación depende de la magnitud de las precipitaciones, escorrentía superficial, sustrato geológico, tipo de vegetación y cercanía a fuentes antrópicas.

En relación a la pregunta planteada inicialmente sobre cuánto equivale la exportación de nitrógeno, desde un ecosistema forestal versus un ecosistema de pradera con presencia de ganado en la subcuenca Mañihuales; los resultados señalan que la exportación de las praderas es alrededor de 10 veces mayor a la exportación del

ecosistema forestal en términos relativos, considerando una superficie de una hectárea y un período de tiempo de un año. Este resultado muestra que lo señalado por Pérez *et al.* (1991) y Soto y Campos (1995) para la zona de los lagos araucanos con presencia de especies siempreverdes latifoliadas, se cumple también para la zona de los bosques norpatagónicos de tipo “old-growth” con presencia de especies caducifolias.

A partir de los resultados obtenidos, la hipótesis planteada al inicio de este trabajo queda probada mediante la generación de modelos de simulación de ecosistemas, en base a lo estipulado por Oreskes *et al.* (1994), los cuales señalan que los modelos pueden corroborar hipótesis a través de resultados, los que a su vez pueden ser probados mediante otros métodos complementarios.

Consecuencias de la exportación de nitrógeno

La exportación de nitrógeno desde cuencas agrícolas y ganaderas es uno de los principales componentes del proceso de contaminación difusa que afecta a los cuerpos de agua en las cuencas hidrográficas (Alfaro y Salazar, 2005). Por otro lado, se ha establecido que la composición vegetal de las cuencas hidrográficas tiene directa relación con la calidad de los cursos de agua (Soto y Campos, 1995). Por lo tanto, las prácticas de sustitución del bosque nativo ya sea por plantación de especies exóticas, tala de bosque nativo o por expansión de la actividad agropecuaria, tienen efectos directos sobre la exportación de nutrientes especialmente de nitrógeno hacia

los cuerpos de agua, afectando la calidad de estas. Se ha documentado también los efectos que tiene la vegetación sobre la disponibilidad y capacidad de regulación del ciclo hidrológico a nivel de cuenca (Calder *et al.* 1997).

Sin embargo, dadas las consecuencias de la exportación de nitrógeno producidas por las actividades agropecuarias, y considerando que esta actividad es una de las principales fuentes económicas de la región de Aysén y de la zona Patagónica en general, se ha propuesto que la mejor forma de desarrollar la actividad agropecuaria sería en combinación con la mantención del bosque nativo de lenga, denominado como agroforestería-silvopastoral. Según investigaciones realizadas por Sánchez-Jardón *et al.* (2008), la productividad primaria de las praderas bajo cubierta forestal sería igualmente sostenible respecto de la productividad en praderas abiertas. Esto sumado a los resultados de esta tesis, permiten proponer que una opción viable, desde un punto de vista ecosistémico, para la mantención de la actividad agropecuaria de la región, y a la vez para la conservación de la actual calidad de agua de la cuenca de Mañihuales, sería la conservación del bosque nativo en las partes altas y bajas de la cuenca, dada su capacidad de retención de suelo y de nutrientes, así como también de “corredor” ribereño.

CONCLUSIONES

- a) Un ecosistema pastoril en la subcuenca Mañihuales exporta 10 veces más nitrógeno, de manera relativa, que un ecosistema forestal ubicado en esta misma cuenca, considerando distintas entradas de nitrógeno para cada ecosistema. Los resultados se basan en una superficie de referencia de una hectárea y un período de tiempo de un año.

- b) Los modelos construidos se encuentran calibrados y validados desde la perspectiva de la modelación ecológica, para fines académicos.

- c) El ecosistema pastoril presenta mayor complejidad en relación a su estructura e interacciones, respecto del ecosistema forestal. El primero mostro ser sensible a variaciones en 9 parámetros, mientras que el segundo a 5. A partir de esto, es posible señalar que los parámetros de mayor importancia serían los que presentaron variaciones para al menos tres de los cuatro escenarios analizados. En el caso del ecosistema pastoril, los parámetros son: fertilización, carga máxima de ganado, coeficiente de erosión y tasa de excreción. Mientras que para el ecosistema forestal, los parámetros de mayor importancia serían: coeficiente de erosión, deposición húmeda, proporción de hojas y reabsorción.

- d) La mantención de la estructura (reservorios y flujos) del ecosistema forestal es clave para la conservación de la calidad de las aguas de la subcuenca.

- e) La actividad agropecuaria depende directamente de la estructura del ecosistema pastoril en relación al nitrógeno, sin embargo la exportación o contaminación difusa hacia los cuerpos de agua es un aspecto central que carece de información en esta zona.

REFERENCIAS

- Alfaro, M. y Salazar, F. 2005. Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica* 65(3): 330-340.
- Alfaro, M., Salazar, F., Iraira, S., Teuber, N., Villarroel, D., Ramírez, L. 2008. Nitrogen, phosphorus and potassium losses in a grazing system with different stocking rates in a volcanic soil. *Chilean Journal of Agricultural Research* 68:146-155.
- Altamirano, T. 2006. Modelación del flujo del nitrógeno en la sub-cuenca Mañihuales, Aysén. Seminario de Título para optar al grado de Biólogo con mención en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Alvarado, C. 2005. Bases para un uso sustentable del agroecosistema ganadero en los sectores de Cuesta Alvarado y Cerro Rosado, en la cuenca del Emperador Guillermo, XI región Aysén. Trabajo de Título para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales. Universidad Católica de Temuco.
- Atlas, R. y Bartha, R. 2001. Ecología microbiana y ambiental. California, The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc.
- Barrera, M.D., Frangi, J.L., Ferrando, J.J., Goya, J.F. 2004. Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. Et Bizzarri en El Bolsón, Río Negro. *Ecología Austral* 14:99-112.
- Berendse, F., Oudhof, H., Bol, J. 1987. A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems. *Oecologia* (Berlin) 74:174-184.
- CADE-IDEPE 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: cuenca del Río Aysén. Dirección General de Aguas, XI región.
- Caldentey, J. 1995. Acumulación de biomasa en rodales naturales de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Chile. *Investigacion Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 4, no. 2.
- Caldentey, J., Ibarra, M., Hernández, J. 2001. Litter fluxes and descomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management* 148: 145-157.
- Calder, I. R., Rosier, P.T., Prasanna, K.T., Parameswarappa, S. 1997. Eucalyptus water use greater than rainfall input-a possible explanation from southern India. *Hydrol. Earth System Science* 1: 249-256.

Campillo, R., Urquiaga, S., Pino, I. 2002. Fijación biológica de nitrógeno en trébol blanco mediante técnicas isotópicas del ^{15}N , en un suelo derivado de cenizas volcánicas. *R.C. Suelo Nutr. Veg.* 2 (1):25-34.

Campillo, R., Urquiaga, S., Pino, I. y Montenegro, A. 2003. Estimación de la fijación biológica de nitrógeno en leguminosas forrajeras mediante la metodología del N^{15} . *Agricultura Técnica (Chile)* 63: 169-179.

Cárdenas, P. 2007. Cambios en la exportación y retención de nitrógeno y fósforo causado por la conversión de bosque nativo a plantaciones forestales en microcuencas de la cordillera de la costa en el sur de Chile. Tesis de Grado presentada como parte de los requisitos para optar al Grado de Licenciado en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile.

Carpenter, S., Caraco, N., Correll, D., Howarth, R., Sharpley, A., Smith, V. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Issues in Ecology* 3:1-12.

Castellaro, G. 2003. Crecimiento de praderas mesofíticas a largo plazo, en respuesta a factores edafoclimáticos y modalidades de defoliación. Tesis presentada como requisito para optar al grado de Magister en Ciencias Animales. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Castellaro, G. y Squella, F. 2006. Modelo simple de simulación para la estimación del crecimiento, fenología y balance hídrico de praderas anuales de clima mediterráneo. *Agricultura Técnica* 66(3): 271-282.

Cellini, J.M., Martínez Pastur, G., Wabö, E., Lencinas, M.V. 2002. Modelos de perfil de tronco en *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser y su utilización en el cálculo del volumen total. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 11 (2): 245-261.

Coma, J., Bonet, J., Companys, G. V. 2005. Producción ganadera y contaminación ambiental (I). *Avances en tecnología porcina*, 14-38. Barcelona.

CONAF 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Chile.

Cruz Johnson, P., Honeyman, P., Caballero, C. 2005. Propuesta metodológica de ordenación forestal, aplicación a bosques de lenga en la XI Región. *Bosque* 26 (2): 57-70.

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

Daehler, C.C., y Strong, D. 1996. Can you bottle nature? The role of microcosms in ecological research. *Ecology* 77: 663-664.

Delgado, L. y Serey, I. 2002. Distribución del cobre en ecosistemas forestales de tipo mediterráneo. *Revista Chilena de Historia Natural* 75 (3): 557-565.

Delgado L., 1996. Estudio comparativo de contenidos de cobre en bosques de clima mediterráneo de Chile central. Tesis de Magíster. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile.

De Miguel, J., Casado, M.A., Acosta, B., Del Pozo, A., Ovalle, C., Hepp, C., Helizalde, H.F., Zagal, E., Gerding, M., Barrera, J.A., Finot, L. 2005. Caracterización ecológica y agronómica de la interacción bosque-pradera para la elaboración de un modelo sostenible de explotación silvopastoral en la región patagónica de Aysén (Chile). Proyecto Fundación Biodiversidad –Universidad Complutense de Madrid (España). Disponible en, http://agronomia.usal.es/docs/publicaciones_delposo/proyectos_AD/Biodiversidad.pdf

Diehl, P., Mazzarino, M.J., Funes, F., Fontenla, S., Gobbi, M., Ferrari, J. 2003. Nutrient conservation strategies in native Andean-Patagonian forests. *Journal of Vegetation Science* 14: 63-70.

Donoso, C. 1995. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Ed. Universitaria, Santiago, Chile.

Echeverría, H.E. y Sainz Rozas., H. 2005. Nitrógeno en el suelo, Cap 4. En: Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos, Editado por Hernán E. Echeverría y Fernando García, Ediciones INTA - Diciembre de 2005.

Elizalde, H., Valencia, V., Mejías, J., Hepp, Ch. 1998. Efecto de la fertilización nitrogenada en la productividad y composición botánica de dos praderas permanentes en la región de Aysén. En: Conservación de forraje y su uso en la alimentación del ganado en la XI región. Ed. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). CRI Tamel Aike. Informe Final. Coyhaique pp.20-25.

Fisk, M.C., Zak, D.R., Crow, T.R. 2002. Nitrogen Storage and Cycling in Old- and Second-Growth Northern Hardwood Forests. *Ecology* 83 (1) 73-87.

Frangi, J. L., Barrera, M.D., Richter, L.L., Lugo, A. E. 2005. Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Forest Ecology and Management* 217: 80–94.

Franklin, J. F. y Spies, T.A. 1991 Composition, Function, and Structure of Old-Growth Douglas-Fir Forests. In *Wildlife and vegetation of unmanaged douglas-fir*

forests. General Technical Report PNW-GTR-285. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

Ganderats, S. F. 2001. Antecedentes sobre la producción de praderas en Aysen. Boletín INIA-Instituto de Investigaciones Agropecuarias 69.

García, F., Micucci, F., Ruffo, G.M., Daverede, I. 2002. Fertilización de forrajes en la región pampeana. Instituto de la Potasa y el Fósforo - INPOFOS Cono Sur.

García, F.O. 2005. Balance de nutrientes y necesidades de fertilización del cultivo de trigo. INPOFOS Cono Sur. Trabajo presentado en la 1a. Jornada de Trigo de la Región Centro.

Gertsev, V.I. y Gertseva, V.V. 2004. Classification of mathematical models in ecology. *Ecological Modelling* 178: 329–334.

Godoy, R., Oyarzún, C., Bahamondes, J. 1999. Flujos hidrogeoquímicos en un bosque de *Nothofagus pumilio* del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 541-556.

Guajardo, F. 2006 Determinación del estado sanitario de los bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser, en la XI región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo. Proyecto de título presentado como requisito para optar al título de Ingeniero Forestal. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile

Haag, D. y Kaupenjohann, M., 2001. Parameters, prediction, post-normal science and the precautionary principle—a roadmap for modelling for decision-making. *Ecological Modelling* 144: 45-60.

Hedin, L.A., Armesto, J.J., Johnson, A.H. 1995. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76(2): 493-509.

Hepp, C. 2006. Degradación de ecosistemas pastoriles en la Patagonia. Serie Actas-Instituto de Investigaciones Agropecuarias 36 (2006).

Hevia, F., Minoletti, M.L., Decker, K.L.M., Boerner, R.E.J. 1999. Foliar nitrogen and phosphorus dynamics of three chilean *nothofagus* (fagaceae) species in relation to leaf lifespan. *American Journal of Botany* 86(3): 447–455.

Instituto Nacional de Estadísticas. Subdirección de Operaciones. Departamento de Estadísticas Agropecuarias. 2002 Evolución, situación actual y perspectivas de la producción pecuaria nacional periodo 1997 – 2002. Santiago, INE.

Huntley, M.E., Marín, V., Escritor, F. 1987. Zooplankton grazers as transformers of ocean optics: A dynamic model. *Journal of Marine Research* 45: 911-945.

IREN 1980. Perspectivas de desarrollo de los recursos de la región del General Carlos Ibáñez del Campo. Informe final, Santiago.

Jackson, L.J., Trebitz, A. S., Cottingham, K.L. 2000. An introduction to the practice of ecological modeling. *Bioscience* 50 (8): 694-706.

Jarvis, S.C. 2002. Environmental impacts of cattle housing and grazing. p. 10-23. *In* Kaske, M., H. Scholz and M. Höltershinken (eds.). Recent developments and perspectives in bovine medicine. Keynotes lectures of the 22nd World Buiatrics Cong. (WBC), Hannover, Germany. 18-23 August. WBC, Hannover, Germany.

Jones, M. B., y Woodmansee, R. G. 1979. Biogeochemical cycling in anual grassland ecosystems. *The Botanical Review* 45(2): 111-144.

Jørgensen, S. 1992 Integration of ecosystem theories. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 383 pp.

Jørgensen, S. E. y Bendoricchio, G. 2001. Fundamentals of Ecological Modelling. Elsevier, 3rd Edition. 530 pp.

Karsulovic, J.C., Gaete, V.H., H., Adolfo, L. 2000. Estudio de la factibilidad de uso de maderas nativas chilenas en la construcción de instrumentos musicales. *Ciencias Forestales* Vol. 14 N°1-2. 1999-2000. Disponible en, http://revistacienciasforestales.uchile.cl/1999-2000_0_vol14-15/n1-2a2.pdf

Likens, G.E. 1985. An experimental approach for the study of ecosystems: The Fifth Tansley Lecture. *The Journal of Ecology* 381-396.

Likens, G.E. y Bormann, F.H. 1995 Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag. New York Inc. 159 pp.

López, H. 1996. Especies forrajeras mejoradas. En: Ruiz, I. (Ed) *Praderas para Chile*. 2da ed. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile. pp 41-108

Mckenzie, F.R., Jacobs, J.L., Riffking, P., Kearney, G., McCaskill, M. 2003. Long-term effects of multiple application of nitrogen fertilizer on grazed dryland perennial ryegrass/white clover dairy pastures in south-west Victoria.1. Nitrogen fixation of white clover. *Australian Journal of Agricultural Research* 54: 461-469.

Marín, V.H. 1997. General system theory and the ecosystem concept. *Bulletin of the Ecological Society of America* 78: 102-104.

Marín, V.H. y Delgado, L.E. Eds 2007. Informe de Avance Proyecto Elaboración de un modelo conceptual del humedal de Río Cruces. Corporación Nacional Forestal-Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Disponible en, <http://ecosistemas.uchile.cl/cruces/documentos/modelo/files/Informe1.pdf>

Mazzarino, M.J. y Gobbi, M.E. (2005) Indicadores de circulación de nutrientes en bosques andino-patagónicos. Revista IDIA XXI N° 8 Julio. Disponible en <http://www.inta.gov.ar/ediciones/idia/forest/dinamica02.pdf>

Mooney, H.A, Medina, E., Schindler, D. Schulze, E-D., Walker, B.H. 1991. Ecosystem experiments. John Wiley & Sons, New York, New York. 268 pp.

Nissen, J., Quiroz, C., Seguel, O., Mac Donald, R., Ellies, A. 2006. Flujo hídrico no saturado en andisoles. Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal 6 (1): 9-19.

O'Neill, R.V., De Angelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press. 253 pp.

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. Science 18 (164, 3877): 262 – 270.

Odum, E.P. 1985. Fundamentos de ecología. Ed. Interamericana, México. 422 pp.

Odum, E.P., Barrett, G.W., Ortega, M.T.A. 2006. Fundamentos de ecología. Cengage Learning Latin America. 5ª Edición. 624 pp.

Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K. 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. Science 263: 641-646.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 1996. Principios de manejo de praderas naturales. 2ª Ed. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. 272 pp.

Ortega, P. y Brünning, A. 2000. Aisén. Panorama histórico y cultural de la XI región. Ediciones LOM.

Oyarzún, C., Campos, H., Huber, A. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). Revista Chilena de Historia Natural 70: 507-519.

Oyarzún, C.E. y Huber, A. 2003. Nitrogen export from forested and agricultural watersheds of southern Chile. Gayana Botánica 60(1): 63-68.

- Oyarzún, C., Nahuelhual, L., Núñez, D. 2005. Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Ambiente y Desarrollo* 20: 88-95.
- Pace, M.L. 2003. The utility of simple models in ecosystem science. In: *Models in ecosystem science*. Canham, C.; Cole, J.; Lauenroth, W. Editors. Princeton University Press.
- Parysow, P. y Gertner, G. 1997. Virtual experimentation: conceptual models and hypothesis testing of ecological scenarios. *Ecological Modelling* 98: 59-71.
- Perakis, S.S. y Hedin, L.O. 2002. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 415(24): 416- 419.
- Pérez, C., Armesto, J.J., Ruthstaz, B. 1991. Descomposición de hojas, biomasa de raíces y características de los suelos en bosques mixtos de coníferas y especies laurifolias en el Parque Nacional Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 64:479-490.
- Pérez, C.A., Carmona, M.R., Armesto, J.J. 2003. Non-symbiotic nitrogen fixation, net nitrogen mineralization and denitrification in evergreen forests of Chiloé Island, Chile: a comparison with other temperate forests. *Gayana Botánica* 60(1): 25-33.
- Pérez, C.A., Carmona, M.R., Aravena, J.C., Armesto, J.J. 2004. Successional changes in soil nitrogen availability, non-symbiotic nitrogen fixation and carbon/nitrogen ratios in southern Chilean forest ecosystems. *Oecologia* 140: 617-625.
- Pérez, V.Q., Rodríguez, G.M., Aguilar, M.J.C. 2008. Perturbaciones actuales del bosque nortapatagónico chileno derivadas de los efectos de grandes fuegos de medio siglo atrás. Estudio preliminar en la cuenca andina del río Figueroa. *Boletín de la AGEN* ° 47: 109-124.
- Peters, R.H. 1991. *A Critique for Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 366 pp.
- Premoli, A. 2004. Variación en *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser (Lenga). En Donoso, C., Premoli, A., Gallo, L., Ipinza, R. *Variación intraespecífica en las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina*. Editorial Universitaria, Santiago. Chile.
- Ruiz, I. 1988. Carga animal (capacidad talajera) y presión de pastoreo. En: Ruiz, I. (Ed.) *Praderas para Chile*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile. pp. 311-330.

Ruz, E. y Campillo, R. 1996. Fertilización de praderas. En: Ruiz I. (Ed.) *Praderas para Chile*. 2da. ed. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile. pp. 220 - 237.

Rykiel, E.J. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90: 229-244.

Salvagno, S. M. 1998. Bases para un modelo de simulación del desarrollo de cebada cervecera (*Hordeum vulgare*). Tesis (Mg. Sc.). Facultad de Agronomía. Universidad Católica de Chile.

Sánchez-Jardón, L. (Datos no publicados) Caracterización ecológica y agronómica de la interacción bosque-pradera, para la elaboración de un modelo sostenible de explotación silvopastoral en la región de Aysén (Chile). Tesis doctoral (en curso), Programa Ecología y Medio Ambiente, Universidad Complutense de Madrid.

Sánchez-Jardón, L., Casado, M.A., Del Pozo, A., Ovalle, C., Acosta, B., De Miguel, J.M. 2008. Grassland productivity and consumption under different tree cover in the Aysén region, Patagonia, Chile. In: Biodiversity and animal feed. Future challenges for grassland production. Proceedings of the 22^o general meeting of the European Grassland Federation, Uppsala Sweden 9-12 June.

Satti, P., Mazzarino, M.J., Gobbi, M., Funes, F., Roselli, L., Fernández, H. 2003. Soil N dynamics in relation to leaf litter quality and soil fertility in north-western Patagonian forests. *Journal of Ecology* 91: 173-181.

Schlesinger, W.H. 1991 *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press, San Diego, California, USA. 443 pp.

Schlesinger, W. 2000. *Biogeoquímica: Un análisis del cambio global*. Ed. Ariel, Barcelona. 592 pp.

Secretaría Regional Ministerial de Planificación y Coordinación, XI Región de Aysén, (2005). *Plan Regional de Ordenamiento Territorial*. Coyhaique, Chile. Disponible en: <http://serplac11.serplac.cl/link.cgi/Publicaciones/278>

Servicio Agrícola y Ganadero 1999. Guías de condición para los pastizales de la ecorregión templada húmeda de Aysén. Proyecto FNDR - SAG XI Región de Aysén Levantamiento para el ordenamiento de los ecosistemas de Aysén.

Shulte, R.P.O, Lantinga, E.A., Struik, P.C. 2003. Analysis of the production stability of mixed grasslands I: A conceptual framework for the qualification of production stability in grassland ecosystems. *Ecological Modelling* 159: 43-69.

Soto, D. y Campos, H. 1995. Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile. En: Armesto, J.J., Villagrán, C., Arroyo, M.K. (Eds) *Ecología de los bosques nativos de Chile*: 317-334. Editorial Universitaria, Chile.

Swank, W. y Waide, J. 1980. Interpretation of nutrient cycling research in a management context: evaluating potential effects of alternative management strategies on site productivity. *Forests: Fresh Perspectives from Ecosystem Analysis*. Proc. 40th Annu. Biol. Colloq. Oreg. State Univ. Press.

Turner, M. 1989. Landscape ecology: The effect or pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.

Valenzuela, P. 1995. Biomasa y contenido de nutrientes en un bosque multietáneo de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krasser) en la provincial de Magallanes, XII Región. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile.

Van Nes, E.H. y Scheffer, M. 2005. A strategy to improve the contribution of complex simulation models to ecological theory. *Ecological Modelling* 185: 153-164.

Videla, C., Pazos, A., Trivelin, P.C. 2005. Mineralización bruta de nitrógeno bajo labranza convencional, siembra directa y pastura. *Cienc. Suelo* 23(2): 133-144.

Vitousek, P. y Rainers, W. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: A hypothesis. *BioScience* 25 (6): 376-381.

Waring, E.H. y Schlesinger, W.H. 1985. *Forest ecosystems*. Academic Press, Orlando, Florida. 340 pp.

Waring, R.H. y Running, S.W. 1998. *Forest Ecosystems*. 2º Edición. San Diego: Academic Press. 370 pp.

Watson, C.A. y Atkinson, D. 1999. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53: 259-267.

Weathers, K.C., Lovett, G.M., Likens, G.E., Caraco, N.F.M. 2000. Cloudwater inputs of nitrogen to forest ecosystems in southern Chile: forms, fluxes, and sources. *Ecosystems* 3(6): 590-595.

**Anexo 1: Muestreo de biomasa de pradera tomada en el sector de Valle Simpson
(Sánchez-Jardón, datos no publicados)**

Parcela	T (meses)	B (kg*ha-1)
C10	oct-06	7,51
C10	nov-06	10,11
C10	dic-06	29,33
C10	ene-07	4,58
C10	feb-07	7,12
C10	mar-07	2,26
C10	ene-07	35,88
C10	feb-07	14,5
C10	mar-07	6,72
C10	oct-06	7,86
C10	nov-06	8,63
C10	dic-06	26,6
C10	ene-07	3,98
C10	feb-07	3,15
C10	mar-07	5,39
C10	ene-07	20,61
C10	feb-07	8,35
C10	mar-07	12,92
C12	oct-06	2,71
C12	nov-06	1,64
C12	dic-06	10,88
C12	ene-07	12,18
C12	feb-07	4,4
C12	mar-07	7,97
C12	ene-07	13,09
C12	feb-07	5,58
C12	mar-07	5,19
C12	oct-06	7,15
C12	nov-06	1,83
C12	dic-06	6,56
C12	ene-07	5,18
C12	feb-07	5,98
C12	mar-07	8,28
C12	ene-07	10,3
C12	feb-07	5,41
C12	mar-07	10,72
C13	oct-06	6,6
C13	nov-06	9,89
C13	dic-06	13,5
C13	ene-07	9,68
C13	feb-07	9,11
C13	mar-07	8
C13	ene-07	9,46

C13	feb-07	14,17
C13	mar-07	2,46
C13	oct-06	4,59
C13	nov-06	5,24
C13	dic-06	12,42
C13	ene-07	7,76
C13	feb-07	5,99
C13	mar-07	7,93
C13	ene-07	54,22
C13	feb-07	14,22
C13	mar-07	15,68

Anexo 2: Codificación Stella modelo ecosistema pastoril

Ganado_ovino(t) = Ganado_ovino(t - dt) + (Pastoreo + Ingreso - Extraccion__consumo - Excreción) * dt
INIT Ganado_ovino = 9.84
INFLOWS:
Pastoreo = (Tasa_de_consumo*Vegetación__herbácea)/Ganado_ovino
Ingreso = (Tasa_crecimiento2*Ganado_ovino)-
((Tasa_crecimiento2*Ganado_ovino^2)/Carga_max)+(Tasa_natalidad*Ganado_ovino)
OUTFLOWS:
Extraccion__consumo =
IF(Estacionalidad>=10)AND(Estacionalidad<=12)THEN(Ganado_ovino*Tasa_extraccion)ELSE(0)
Excreción = Ganado_ovino*Tasa_excreción
Mantillo(t) = Mantillo(t - dt) + (Mortalidad - Descomposición) * dt
INIT Mantillo = 0.06
INFLOWS:
Mortalidad = Tasa_mortalidad*Vegetación__herbácea
OUTFLOWS:
Descomposición = Mantillo*EXP(Tasa_descomposición)
Río(t) = Río(t - dt) + (Erosión - Exportación) * dt
INIT Río = 1.1
INFLOWS:
Erosión = Suelo*Coef_erosion
OUTFLOWS:
Exportación = Río
Suelo(t) = Suelo(t - dt) + (Excreción + Descomposición + Fertilización - Erosión - Absorción - Volatilización) * dt
INIT Suelo = 25.16
INFLOWS:
Excreción = Ganado_ovino*Tasa_excreción
Descomposición = Mantillo*EXP(Tasa_descomposición)
Fertilización = 8.3
OUTFLOWS:
Erosión = Suelo*Coef_erosion
Absorción =
((Tasa_absorción*Suelo)/Vegetación__herbácea)+(Fertilización*Coef__absorción)
Volatilización = Suelo*Tasa_volatilización
Vegetación__herbácea(t) = Vegetación__herbácea(t - dt) + (Fijación__simbiótica + Crecimiento + Absorción - Mortalidad - Pastoreo) * dt
INIT Vegetación__herbácea = 0.3
INFLOWS:
Fijación__simbiótica =
IF(Estacionalidad>=9)AND(Estacionalidad<=12)THEN(Tasa_fijación*Vegetación__herbácea)-((Tasa_fijación*Vegetación__herbácea^2)/Fijacion_max)ELSE(0)
Crecimiento =
IF(Estacionalidad>=9)AND(Estacionalidad<=12)THEN(Tasa_crecimiento*Vegetación__herbácea)-((Tasa_crecimiento*Vegetación__herbácea^2)/Crec_max)ELSE(0)

Absorción =
((Tasa_absorción*Suelo)/Vegetación_herbácea)+(Fertilización*Coef_absorción)
OUTFLOWS:
Mortalidad = Tasa_mortalidad*Vegetación_herbácea
Pastoreo = (Tasa_de_consumo*Vegetación_herbácea)/Ganado_ovino
Carga_max = 147.6
Coef_erosion = 0.1
Coef_absorción = 0.017
Crec_max = 207.9
Estacionalidad = COUNTER(1,12)
Fijacion_max = 300
Tasa_absorción = 0.1
Tasa_crecimiento = 0.6
Tasa_crecimiento2 = 0.6
Tasa_descomposición = -CGROWTH(15)
Tasa_de_consumo = 0.3
Tasa_excreción = 0.12
Tasa_extraccion = 0.1
Tasa_fijación = 0.6
Tasa_mortalidad = CGROWTH(20)
Tasa_natalidad = 0.07
Tasa_volatilización = 0.2

Anexo 3: Codificación Stella modelo ecosistema forestal

```
Bosque_de_lenga(t) = Bosque_de_lenga(t - dt) + (Absorción + Ingreso - Senescencia -  
Extraccion) * dt  
INIT Bosque_de_lenga = 405.3  
INFLOWS:  
Absorción = (Suelo*Coef_de_absorción)/Bosque_de_lenga  
Ingreso =  
IF(Estacionalidad>=8)AND(Estacionalidad<=12)THEN((Tasa_crecimiento*Bosque_de_leng  
a)-  
((Tasa_crecimiento*Bosque_de_lenga^2)/Crec_max)+(Reabsorción*Proporción_hojas*Bosq  
ue_de_lenga))ELSE(0)  
OUTFLOWS:  
Senescencia =  
IF(Estacionalidad>=6)AND(Estacionalidad<=8)THEN(Bosque_de_lenga*Proporción_hojas*  
(1-Reabsorción))ELSE(0)  
Extraccion = Bosque_de_lenga*Tasa_raleo  
Mantillo(t) = Mantillo(t - dt) + (Fijación_no__simbiótica + Senescencia - Descomposición) *  
dt  
INIT Mantillo = 37.7  
INFLOWS:  
Fijación_no__simbiótica = Mantillo*Tasa_fijación__no_simbiotica  
Senescencia =  
IF(Estacionalidad>=6)AND(Estacionalidad<=8)THEN(Bosque_de_lenga*Proporción_hojas*  
(1-Reabsorción))ELSE(0)  
OUTFLOWS:  
Descomposición = Mantillo*EXP(Tasa_descomposición)  
Río(t) = Río(t - dt) + (Escorrentía - Exportación) * dt  
INIT Río = 0.52  
INFLOWS:  
Escorrentía = Suelo*Coef_erosión  
OUTFLOWS:  
Exportación = Río  
Suelo(t) = Suelo(t - dt) + (Deposición_húmeda + Descomposición - Escorrentía - Absorción)  
* dt  
INIT Suelo = 35360  
INFLOWS:  
Deposición_húmeda = 0.44  
Descomposición = Mantillo*EXP(Tasa_descomposición)  
OUTFLOWS:  
Escorrentía = Suelo*Coef_erosión  
Absorción = (Suelo*Coef_de_absorción)/Bosque_de_lenga  
Coef_de_absorción = 0.2  
Coef_erosión = 0.2  
Crec_max = 550  
Estacionalidad = COUNTER(1,15)  
Proporción_hojas = 0.0085
```

Reabsorción = 0.62
Tasa_crecimiento = 0.005
Tasa_descomposición = -CGROWTH(0.005)
Tasa_fijación_no_simbiotica = 0.2
Tasa_raleo = 0.007