

UNIVERSIDAD DE CHILE
VICERRECTORIA DE ASUNTOS ACADEMICOS
DEPARTAMENTO DE POSTGRADO Y POSTÍTULO

**DESARROLLO DE UN MODELO DE SIMULACIÓN
PARA EVALUAR EL HORIZONTE DE
CONTAMINACIÓN CON COBRE DE BOSQUE
ESCLERÓFICOS**

Tesis para optar al Grado de Magíster en Gestión y Planificación
Ambiental

Ana María Ruz Frías

Directo de Tesis
Dr. Italo Serey Estay

Santiago, Chile, 2001

Calificaciones:

Director de Tesis:

Dr. Italo Serey:

Comisión de Evaluación de Tesis:

Presidenta

Dra. Margarita Préndez:

Profesores

Dr. Manuel Contreras

Dr. Samuel Varas:

Santiago, Chile
2001

El Lago se evapora hacia lo alto, agotándose gradualmente; en tanto que cuando dos Lagos se hayan unidos, no se secan tan fácilmente; uno es llenado por el otro. Lo mismo sucede en la esfera del conocimiento. La ciencia debe ser una fuerza refrescante y vitalizadora. Esto ocurre cuando se alterna en forma estimulante con buenos amigos; se conversa aplicando las verdades de la vida. Así el conocimiento se amplía, adquiriendo una alegre liviandad. El conocimiento del autodidacta es casi siempre pedante y unilateral.

Dui, Lo alegre, El lago

I Ching. El Libro de los Cambios.

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos al Dr. Italo Serey por su amistad, su entusiasmo, su generosidad para compartir sus conocimientos, su constante apoyo y disposición a escucharme, y su paciencia durante el desarrollo de esta tesis.

Gracias muy especiales al Dr. Andrew Ford quien gentilmente me permitió participar en su curso "Modeling the Environment", sus conocimientos generosamente compartidos me permitieron desarrollar la modelación de sistemas dinámicos de esta Tesis. Deseo expresar mi admiración por la profundidad y seriedad de su trabajo, una enseñanza de cómo unir las teorías científicas a los desafíos que nos plantean los problemas ambientales.

Agradezco también las importantes observaciones y correcciones hechas por los profesores de la Comisión de Evaluación sin cuyas diferentes visiones mi proceso de aprendizaje y el documento final no habrían alcanzado el nivel logrado.

Gracias también al Sr. Sergio Carstens, Encargado Ambiental de ENAMI Fundición y Refinería de Ventanas, y a su equipo de trabajo quienes siempre me atendieron y escucharon con gran interés y sinceros deseos de mejorar el desempeño ambiental de su empresa.

A las secretarías de la Vicerrectoría de Asuntos Académicos de la Universidad de Chile, Sras. Marcela Lagos y Marcia Calfucoy, gracias por su constante apoyo y gentileza.

Gracias a mi esposo por patrocinar mi beca como estudiante y por su paciencia para escucharme en momentos de optimismo y pesimismo.

A mis compañeros por los momentos que compartimos, gracias.

RESUMEN

En Chile Central, las emisiones de las fundiciones de cobre han sido fuente importante de contaminación en las áreas donde se instalaron. Uno de los contaminantes ha sido el cobre, el cual forma parte del material particulado que se deposita y se incorpora en los ciclos de los ecosistemas. La Refinería y Fundición de Ventanas comenzó a operar hace más de tres décadas, consecuencia de lo cual los ecosistemas han sido impactados por la depositación de cobre, entre otros metales pesados, y por lluvia ácida. Los metales pesados tienen la particularidad de no poder ser degradados, a diferencia de las moléculas orgánicas tóxicas, y bajas concentraciones de ellos pueden producir efectos tóxicos.

La modelación del sistema dinámico que se desarrolló tiene como propósito simular la conducta del cobre en los ecosistemas de bosque esclerófilo y así conocer el horizonte de tiempo en el cual estos permanecerán contaminados con cobre, en el área de influencia de la Refinería y Fundición de Ventanas.

El análisis se realiza usando como base conceptual la ecología y la teoría general de los sistemas, propuesta por von Bertalanffy (1968). El modelo conceptual de tres componentes o compartimentos existente para los ecosistemas mediterráneos desarrollado por Serey (1997) es la base del modelo matemático propuesto cuya conducta como sistema dinámico se simulará.

Se utiliza la metodología de modelación de sistemas dinámicos propuesta por Ford (1999). Los primeros cuatro pasos de dicha metodología: conocer la naturaleza del sistema y familiarizarse con él; especificar el problema dinámico, construir el diagrama de reservorios y flujos y construir el diagrama cerrado de causa-efecto permiten lograr la comprensión del funcionamiento del ecosistema y su estructura. Al completar estas etapas de la modelación, y sin contar aún con valores numéricos de los parámetros, se puede observar que en el ecosistema del bosque esclerófilo, la realimentación positiva causa que en el tiempo se haya producido y se continuará produciendo una amplificación del impacto de la perturbación, un aumento del cobre en todo el ecosistema. Emerge así en un nivel de sistema este agente causal formal que operando desde un nivel superior incrementa la cantidad de cobre en los componentes del ecosistema, nivel inferior.

Los parámetros del modelo, paso quinto de la metodología, se obtienen desde diversas fuentes: datos experimentales de concentración de cobre en los componentes

del modelo tomados en forma ecosistémica (Delgado, 1996), datos experimentales no ecosistémicos de diversos estudios de investigación, patrones de conducta y funciones de transferencia de cobre entre componentes estimadas desde opinión de expertos y desde el proceso mismo de simulación. En general, la información experimental obtenida, con mayor o menor nivel de precisión, se refiere a los componentes del ecosistema y nada de información, y por lo tanto el mayor volumen de estimaciones, se realiza respecto a los flujos de transferencia de cobre entre los componentes.

Las pruebas de sensibilidad muestran que la conducta del modelo es robusta a través de amplias variaciones de los parámetros, dado que si bien no existe certeza de los parámetros y sus fuentes son de diferente tipo y calidad, los rangos en que estos varían son mucho más conocidos, lo que en definitiva determina la robustez del modelo. Se evidencia de esta forma que la estructura subyacente del ecosistema es más importante que la estimación numérica de los parámetros.

La entrada de cobre al ecosistema más allá del año 2000 resulta de la estrategia de gestión que pueda implementar la empresa, en cuanto esta queda definida por los niveles de emisiones de material particulado y los sistemas de control de emisión de la fuente. El simulador de vuelo desarrollado como parte de la modelación del sistema dinámico permite experimentar las estrategias que puede adoptar la empresa y sugerir cuales serían las consecuencias de estas en el ecosistema.

Las variables claves para la continuidad del ecosistema bosque esclerófilo son la entrada o depositación de cobre y la salida. Si la gestión futura (a partir del año 2000) de la empresa implica un nivel de depositación de cobre mayor que la salida, el ecosistema bosque esclerófilo desaparecerá, de allí la recomendación de monitorear experimentalmente estos parámetros.

La simulación muestra que el suelo es el componente de mayor importancia ante la pregunta planteada, ya que es el mayor reservorio el que contiene la mayor masa de cobre. Este hecho sumado a los bajos niveles de cobre que fluyen hacia los otros componentes y el bajo nivel del flujo de salida de cobre del ecosistema determinan que los cambios en el tamaño de los reservorios sean muy lentos.

El ecosistema no regresará a los tamaños de los reservorios de cobre del sistema no perturbado, permaneciendo bajo el escenario más optimista (solo la depositación natural) en un estado estacionario estable perturbado. La simulación evidencia la existencia de diferentes estados estacionarios estables, perturbados, que ha alcanzado el ecosistema y que puede llegar a alcanzar, surgiendo de esta forma la

necesidad de usar para este ecosistema el concepto de resiliencia ecológica. Desde la visión de este último concepto, se puede señalar además que el límite de estabilidad del ecosistema será superado cuando la vegetación alcance su nivel de tolerancia, instante en el cual el ecosistema bosque esclerófilo desaparecerá como tal.

SUMMARY

In Central Chile, the emissions of copper smelters have been an important source of pollution in areas where they were installed. One of the pollutants has been copper, which forms part of the particulated matter that is deposited on soil and it is incorporated to the ecosystemic cycles. The Ventanas Refinery and Smelter started its work thirty years ago. As a consequence of this, the ecosystems have been impacted by copper deposition (among other heavy metals) and by acid rain. Degradation is not a property of heavy metals as it is in the case of toxic organic molecules, and low concentrations of them may produce toxic effects.

The objective of the Dynamic System Model developed is simulate the behaviour of copper in the sclerophyllous forest ecosystem and in that way know about time in which they remain polluted by copper, in the area of Ventanas.

The analysis is made using as a conceptual basis the Ecology and the General System Theory, proposed by Bertalanffy (1968). The conceptual model of three compartments that exist for the mediterranean ecosystem developed by Serey *et al.* (1997) is the basis of the mathematical model proposed, in which its behaviour as a dynamic system will be simulated.

The Modeling Process Methodology proposed by Ford (1999) is used. The first four steps of this process: know the essence of the system and get acquainted with it, be specific about the dynamic problem, construct the stock and flow diagram and draw the causal loop diagram allow us to get the underlying feedback loop structure of the model. After these steps, and without numerical parameter values, it is possible to watch that the positive feedback existing in the ecosystem had been produced and it will continue in the future taking place an amplification of the perturbation, an increasing of copper in the ecosystem. In this way, at system level emerge this formal causal agent which operating in an upper level increases the amount of copper in the ecosystem components, lower level.

Estimate the parameters value, the fifth step of modeling process got from assorted sources: physical experimental data of copper concentration in the components of the sclerophyllous forest ecosystems in Quintay and Ventanas, data got under ecosystem methodology (Delgado, 1996); no ecosystemic experimental data got from assorted national and international studies, behavioral patterns and copper flow transfer functions between components from experts judgements, and of personal intuition. In

general, some data were got, about each ecosystem components, but nothing about the interrelation among them. So, most of the estimated parameters values are made on copper fluxes between components.

Sensitivity analysis shows that the model is robust through wide ranges of parameter values. Despite of the uncertainty of the parameter values, the ranges in which they vary are much more known, which defines the “robustness” model of the model. It can be left as an evidence that the underlying feedback loop structure defines the model’s behavioral tendencies and not the exact numerical values assigned to the parameters.

The copper levels flowing into the ecosystems, from the year 2000 on, is considered a “policy variable”, this definition is made because this is the only men controlled variable through production levels and pollution control technology of the source. The flight simulator developed as part of the dynamic system modeling allows to experiment assorted company policies and suggest which ones would the consequences for the ecosystem.

The key parameter values to make the sclerophyllous forest ecosystem to survive are the copper flowing into the ecosystem (or the copper deposited) and the copper flowing out of the ecosystem. If the future company management (from the year 2000 on) means a copper deposition level greater than the copper level flowing out of the ecosystem the sclerophyllous forest ecosystem will disappear, from this the relevance of monitoring these fluxes.

Simulation exhibits the soil as the most relevant reservoir since its great size contain the biggest copper mass. This fact added to the low levels of copper flowing between components and the low copper level flowing out of the ecosystem define that the reservoir size changes are very slow.

The ecosystem will not come back close to the initial unpolluted copper reservoir sizes, remaining in the most optimistic stage (only natural deposition) in a polluted steady state. The simulation evidences multiples steady state got by the ecosystem and others that it is going to get, emerging in this way the necessity of using ecological resilience concept. From the point of view of this concept, it is possible to indicate that the ecosystem stability limit will be overcome when the vegetation get its tolerance levels, at this time the sclerophyllous forest ecosystem will disappear as such.

1. INTRODUCCION

Los problemas ambientales en Chile relacionados a la minería del cobre, se originan en diferentes etapas del proceso productivo. En Chile Central, las emisiones de las fundiciones de cobre han sido fuente importante de contaminación en las áreas donde se instalaron. Uno de los contaminantes ha sido el cobre, el cual es emitido en forma de material particulado que se deposita en la superficie del suelo y se incorpora en los ciclos de los ecosistemas.

La Refinería y Fundición de Ventanas comenzó a producir emisiones hace más de tres décadas. En la época, las emisiones de contaminantes eran consideradas, de algún modo, un costo que el país y la localidad debían asumir. Por otra parte, los niveles tecnológicos eran distintos, generando emisiones con grandes cantidades de gases y material particulado. Los ecosistemas han sido impactados por depositación de cobre entre otros metales pesados y lluvia ácida. Los metales pesados tienen la particularidad de no poder ser degradados a diferencia de las moléculas orgánicas tóxicas, y bajas concentraciones de ellos pueden producir efectos tóxicos.

La modelación es el proceso mediante el cual, en nuestro caso, partiendo de un modelo conceptual se desarrolla una modelación matemática del problema en estudio. El desarrollo de un modelo de simulación para estudiar el horizonte de tiempo en el cual los ecosistemas de bosques esclerófilos permanecerán contaminados por cobre, en el área de influencia de las emisiones de una fundición de cobre, puede ser una herramienta de gran utilidad en el desarrollo de la gestión ambiental de este tipo de industrias. La toma de decisiones, requiere de un fundamento científico-técnico, que en el caso de la contaminación por cobre puede ser entregado por una comprensión de las relaciones entre el sistema de fundición y sus emisiones que impactan a los ecosistemas. La teoría general de los sistemas (Bertalanffy, 1968) provee un marco conceptual adecuado, para realizar este análisis.

1.1. Sistemas y ecosistemas

Un sistema consiste en dos o más partes que interactúan y está rodeado de un ambiente con el cual puede o no interactuar. Esta definición general enfatiza que los sistemas representan siempre un componente de experiencia humana, no precisamente en ecología, sino en el mundo de la tecnología y también de las instituciones sociales (O'Neill *et al.* 1989).

El concepto de sistema representa un paradigma científico y tiene como consecuencia que puede ser definido y ahondado de diferentes modos, según lo requieran los objetivos de la investigación, que reflejan distintos aspectos de la noción central (Bertalanffy, 1968). La teoría general de sistemas es la exploración científica de “todos” y “totalidades” que hace no tanto se consideraban nociones metafísicas que salían de las lindes de ciencia (Bertalanffy, 1968).

Algunos autores utilizan como sinónimos los términos sistemas y ecosistemas, lo que conceptualmente no es correcto. Müller (1997) expone claramente la diferencia de niveles jerárquicos existente entre sistemas y ecosistemas, las raíces interdisciplinarias de la teoría de ecosistemas están basadas en la teoría general de sistemas y en la teoría ecológica convencional. Los campos potenciales de aplicación de la teoría de ecosistemas son básicamente dos: en ecología, reduciendo la complejidad de los sistemas, entendiendo, explicando y pronosticando las tendencias generales de las dinámicas de ecosistemas; y en gestión ambiental, entendiendo, explicando y pronosticando las tendencias generales de cambios en el ambiente y concibiendo estrategias para una gestión sustentable de los ecosistemas y una protección integradora de estos.

El concepto actual de ecosistema, y el que se usará en el desarrollo de esta tesis, es el de una entidad física consistente en una biota regional y su ambiente. La idea central es que el ecosistema como entidad física, es un sistema dinámico sujeto a las leyes relevantes de la física (Higashi & Burns, 1991). Simultáneamente, ésta unidad, el ecosistema, se considera más que flujos de nutrientes y energía, mallas tróficas y comunidades en competencia, ellos son un todo de interrelaciones entre organismos coexistiendo y su ambiente no vivo (Tansley, 1935).

Los ecosistemas deben ser comprendidos como sistemas complejos en una visión holística, lo que significa que el conjunto del sistema es más que la suma de las partes, porque éste provee propiedades características emergentes. El interés por los ecosistemas se ha incrementado notablemente en las dos últimas décadas debido a nuestras preocupaciones por el ambiente. Deseamos comprender las reacciones de la naturaleza a nuestra influencia y hemos constatado que los métodos reduccionistas solos no pueden dar solución a los problemas ambientales. En consecuencia, no podemos intentar llegar a la comprensión del sistema total adicionando todos los detalles reduccionistas (Jørgensen & Müller, 2000).

La tecnología y la sociedad moderna se han vuelto tan complejas que los caminos y medios tradicionales no son ya suficientes, y se imponen actitudes de naturaleza holista, o de sistemas, y generalistas o interdisciplinarias (Bertalanffy, 1968).

1.2. Modelación

Existen diferentes aproximaciones para estudiar los ecosistemas, una síntesis de esas es propuesta por Likens (1985):

- Estudios empíricos, donde se coleccionan trozos de información, los que se integran y ensamblan intentando formar un cuadro completo.
- Estudios comparativos, donde unos pocos componentes estructurales y funcionales se comparan en un conjunto de tipos de ecosistemas.
- Estudios experimentales donde la manipulación de un ecosistema completo se usa para identificar y elucidar mecanismos
- Estudios de simulación en computadores.

La motivación tras todas estas aproximaciones es lograr entender el ecosistema entero, dando mayor visión que la suma de conocimientos de estructura, metabolismo y biogeoquímica de sus partes (Jørgensen, 1992).

Detrás de todas estas aproximaciones, constituyendo una base, se encuentran los modelos y la modelación, en el sentido señalado por Higashi & Burns (1991): “La modelación es usada tanto por teóricos como empiricistas, toda la investigación científica comienza con un modelo, independiente de cuán consciente se esté de ello, porque solamente a través de un modelo (filtro o esquema de trabajo) podemos percibir la naturaleza, o más bien algunos aspectos de ésta”

Modelar es realizar un mapeo isomórfico, es decir, construir una imagen (modelo) de la realidad por abstracción de un aspecto particular de ésta. Esto simplifica la aparente complejidad en la naturaleza de forma tal que podemos comprenderla. Así, un modelo es tal vez el objetivo en cualquier investigación en ciencia básica; nosotros trabajamos buscando un modelo a través del cual podamos entender mejor y algunas veces predecir el fenómeno natural en análisis señalan Higashi & Burns (1991).

Un modelo en ecología puede ser considerado una síntesis del conocimiento de los elementos sobre un sistema. La calidad del modelo es por lo tanto, muy dependiente de la calidad de nuestro conocimiento de los elementos y de la disponibilidad de los datos. Si nuestro conocimiento y datos de un problema son pobres, no se puede esperar que el modelo del sistema pueda compensar estas falencias. Sin embargo, los

modelos son capaces de proveer nuevos conocimientos sobre reacciones y propiedades del sistema completo. De esta forma, el modelo representa una síntesis del conocimiento y los datos existentes y puede por consecuencia entregar resultados sobre las propiedades del sistema (Jørgensen, 1992).

1.2.1. Modelación con sistemas dinámicos

La modelación matemática es una metodología sistemática de comprobado éxito en el descubrimiento y entendimiento de los procesos y causas subyacentes en la naturaleza basada sobre sus partes observables y sus relaciones (Higashi & Burns, 1991), es decir, el modelo físico.

La emergencia de problemas ecológicos y ambientales muy complejos ha causado el desarrollo de la modelación ecológica y ambiental como una poderosa herramienta de síntesis, donde las propiedades y reacciones del sistema son el foco (Jørgensen, 1992). Desde otro punto de vista, Deaton *et al.* (2000) plantean que la modelación de sistemas dinámicos es una importante herramienta para evaluar como los seres humanos podemos potencialmente dañar los ecosistemas o alterar en forma significativa su conducta.

Según indica Odum (1971) las preguntas que se hacen a los modelos ecológicos son por lo general complejas y se basan en problemas tan difusos como “estabilidad” y “eficiencia trófica” (Ford, 1999). Los ecosistemas están sujetos a entradas altamente aleatorias, por lo que carece de sentido, para los ecologistas, construir modelos predictivos cuando las entradas básicas no pueden ser medidas ni predichas, por esta razón Kitching (1983), Odum (1971) y otros autores creen que los modelos dinámicos de sistemas ecológicos se diseñan para mejorar nuestro conocimiento general o para guiar los esfuerzos de la investigación (Ford, 1999).

Los modelos matemáticos se dividen, por lo general, en dos categorías: modelos estáticos y modelos dinámicos. Los modelos estáticos ayudan a entender el comportamiento de un sistema en reposo, mientras que los modelos dinámicos ayudan a entender cambios continuos de un sistema en el tiempo usando un conjunto de ecuaciones diferenciales. El estado estacionario del sistema corresponde a la situación en que las tasas de cambios son iguales a cero (todas las derivadas se igualan a cero). Las oscilaciones en torno al estado estacionario se describen con el modelo dinámico, mientras que el estado estacionario mismo puede ser descrito a través de un modelo estático. Cuando todas las derivadas son iguales a cero, el modelo estático queda reducido a ecuaciones algebraicas. Muchos estudios

ecosistémicos, para evitar el trabajo con situaciones no lineales, suponen que los ecosistemas se encuentran en estado estacionario. Es decir, con flujos y cantidades de energía constantes en equilibrio, como se hace en el ejemplo clásico de Patten (1985), sobre el flujo de energía de un arrecife de ostras en South Carolina, Estados Unidos (Higashi & Burns, 1991). En Chile el único estudio ecosistémico, en análisis de flujos de carbono, que realiza un estudio experimental en el tiempo, debe recurrir a un análisis bajo condición estado-estacionario, para evaluar el grado de organización del ecosistema, en diferentes instantes de tiempo (Contreras, 1998). Las soluciones en condición estado estacionaria del ecosistema o sistema, son consideradas como un punto fundamental para estimar los valores de los parámetros en la modelación dinámica (Ford, 1999). Todos los modelos dinámicos desarrollados consideran esta situación, numerosos ejemplos se encuentran en la literatura (Ford, 1999; Deaton & Winebrake, 2000).

Un modelo de sistema dinámico se construye generalmente por pasos de complejidad creciente hasta que este es capaz de reproducir el comportamiento observado del sistema. Luego, se lo usa para saber si el comportamiento simulado puede ser mejorado por cambios en las variables que controlan los tomadores de decisión. Considerando de esta forma el proceso de construir un modelo como un proceso iterativo de juicio – error, Ford (1999) propone la siguiente metodología de ocho pasos: (1) conocer la naturaleza del sistema y familiarizarse con él; (2) especificar el problema dinámico; (3) construir un diagrama de reservorios y flujos; (4) determinar el diagrama cerrado de causa y efecto; (5) estimar los valores de los parámetros; (6) ejecutar el modelo; (7) realizar análisis de sensibilidad y (8) evaluar el impacto de diferentes estrategias.

1.2.2. Validación o confianza en el modelo

Rykiel (1995) plantea que la literatura ecológica revela considerable confusión acerca del significado de la validación en el contexto de los modelos matemáticos de simulación. Las confusiones son tanto semánticas y filosóficas como de selección de los procedimientos de validación. La validación no es un procedimiento para probar teorías científicas o para certificar la verdad del entendimiento científico actual, no es una actividad requerida para cada proyecto de modelación y propone que un modelo validado es aquel que es aceptable para ser usado porque calza con requerimientos específicos de comportamiento. Los conceptos importantes para entender el proceso de evaluación del modelo son la verificación, la calibración, la validación, la credibilidad y la calificación. En un modelo las áreas de operación y datos pueden ser

validados, el área teórica no. Complementando su posición, este mismo autor, plantea que los desacuerdos sobre lo que significa la validación “sólo se pueden resolver estableciendo una convención”.

Deaton y Winebrake (2000) señalan que un modelo matemático es válido si sus predicciones del comportamiento del sistema imitan adecuadamente el comportamiento del sistema real. En el mismo sentido, Jørgensen (1992), considera la validación como el paso en que un conjunto de datos tomados experimentalmente se calzan con los predichos por el modelo.

Ford (1999) plantea una visión mucho más práctica: “La pregunta importante no es “si el modelo es válido” sino “si el modelo es útil”. La mayoría de los modelos matemáticos se diseñan para ser usados por sus creadores, y se descartan luego que los investigadores informan los descubrimientos. Sólo algunos modelos matemáticos continúan siendo usados en las organizaciones que enfrentan las mismas preguntas año tras año, en esa condición el esfuerzo y recursos invertidos en la construcción del modelo es de gran envergadura y la validación es un proceso continuo que permite construir la confianza en el modelo.

Deaton y Winebrake (2000) estiman que debido a la complejidad y alto consumo de tiempo se recomienda concentrarse en dos aspectos: validez estructural y validez de predicción. Definiendo un modelo como válido estructuralmente si su infraestructura de sistema representa exactamente nuestro mejor entendimiento de las relaciones causa-efecto en el sistema real y como modelo con validez predictiva aquel cuya predicción del comportamiento del sistema imita adecuadamente los comportamientos del sistema real. Los pasos propuestos por Deaton y Winebrake para probar la validez estructural y la validez predictiva coinciden con los pasos de la metodología de modelación propuesta por Ford. Más aún el proceso de validación de Deaton y Winebrake se propone como un proceso iterativo al igual que la metodología de modelación de Ford.

Ford, sin embargo, avanza un poco más y propone “construir confianza en el modelo” a través de seis pruebas: verificación; “face validity”; comportamiento histórico; comportamiento extremo; revisión detallada del modelo y utilidad del modelo. La *verificación* de un modelo se realiza cuando se ejecuta en forma independiente (grupo de personas distintas y en equipos distintos) para probar que los resultados calzan con lo publicado. El objetivo es probar que el modelo computacional se comporta como se entendió que lo haría. La prueba “*face validity*” es de sentido común, consiste en

preguntarse si la estructura y los parámetros de un modelo tienen sentido. Esta prueba se basa en la capacidad de entender el modelo y su estructura (combinación de reservorios y flujos). El *comportamiento histórico* es una de las pruebas más comunes e importante y consiste en ingresar los valores históricos de la entrada y ver si las salidas calzan con la información histórica. Una variación de las pruebas de comportamiento histórico para sistemas ecológicos son los estudios comparativos, ver sección 2.1. Otra prueba es el *comportamiento extremo*, una de las pruebas más reveladoras, consiste en hacer un cambio mayor en los parámetros del modelo y ver si la respuesta del modelo es posible. La *revisión detallada del modelo*, para un modelo simple, se puede hacer chequeando con el comportamiento de otro modelo más detallado. Una última prueba es la de *utilidad del modelo* se refiere a probar si cuando se usa el modelo este ayuda a mejorar la gestión de la organización o si al usar un modelo orientado a formular estrategias, las estrategias implementadas en el mundo real producen los resultados predichos por el modelo.

1.3. Modelo del ciclo del cobre para ecosistemas mediterráneos

1.3.1. Modelo conceptual del ecosistema bosque esclerófilo

En el nivel de ecosistemas se estudian flujos de energía y materiales. El estudio del ciclo de materiales constituye un aspecto central de los ecosistemas. Numerosos estudios sobre los ciclos biogeoquímicos, centrados en elementos macronutrientes o en elementos traza se han desarrollado en ecosistemas terrestres. La mayor parte del esfuerzo se ha centrado en la estimación de los flujos entre los componentes de los ecosistemas.

Uno de los primeros trabajos donde se propone un ciclo intrasistémico para el cobre es el de Lepp (1979), en el cual se definen los componentes del ciclo y sus relaciones, pero la mayor parte de la información se refiere a las plantas, donde las rutas y factores que regulan los procesos no se conocen. Un modelo del mismo tipo fue desarrollado por Martin and Coughtrey (1982) para un bosque deciduo cercano a una fundición de zinc.

El modelo propuesto por Lepp (1979) incluye prácticamente todos los componentes definidos por Serey *et al.* (1997) (figura 1) y Delgado (1996) (figura 2), aunque los estudios responden a diferentes preguntas respecto del sistema y en los estudios de Lepp (1979) y Martin and Coughtrey (1982) el concepto de ecosistema aún no está claramente definido.

Figura 1. Modelo general de un ecosistema de bosque esclerófilo. (Serey *et. al.*, 1997)

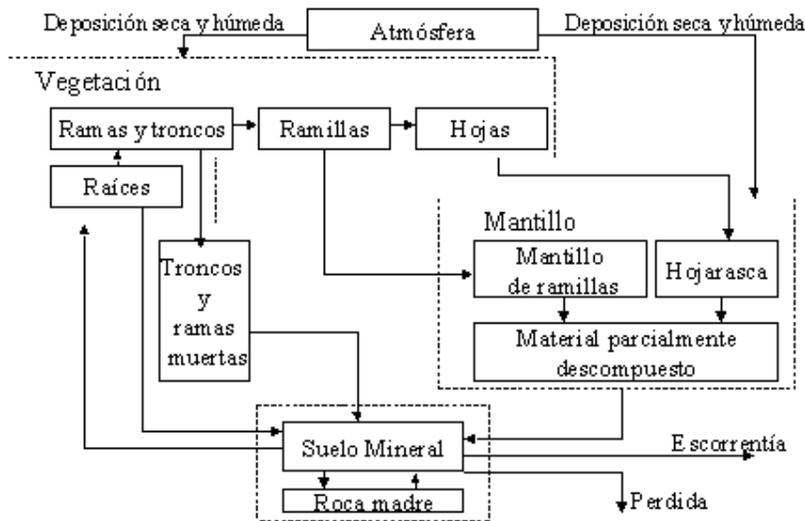
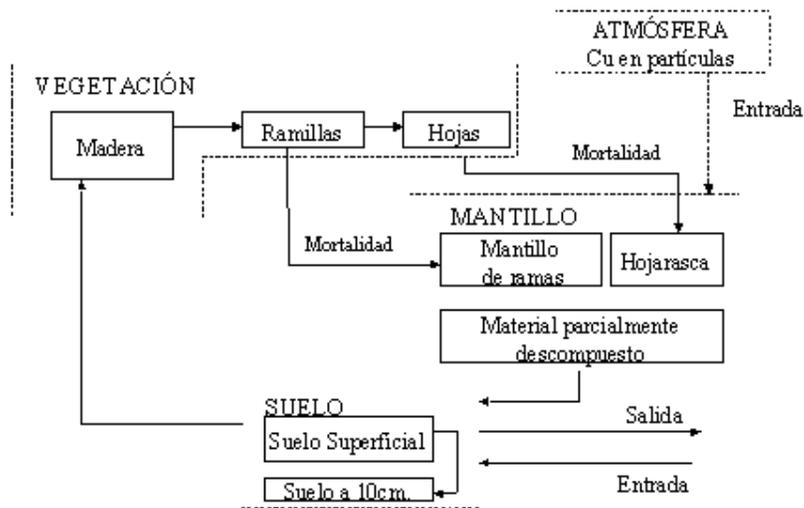


Figura 2. Modelo del ciclo del cobre en un ecosistema de bosque esclerófilo. (Modificado de Serey *et. al.*, 1997)



La aproximación hecha por Delgado (1996) y Serey *et al* (1997) tiene por objetivo definir los componentes del ecosistema y sus contenidos de cobre. El modelo propuesto solo muestra las relaciones entre los componentes, los flujos no se estudiaron. Los modelos anteriores corresponden únicamente a modelos conceptuales de los destinos del cobre. Como señala Ross (1994), estos modelos toman la forma de diagramas de sistemas de varios grados de complejidad y son los precursores necesarios de los modelos de predicción o simulación. En general, la complejidad de

los ecosistemas pone muchos problemas a los científicos interesados en medir el destino y distribución de los metales contaminantes (Ross, 1994).

Otra aproximación clásica es estudiar los flujos directamente en forma experimental, que ha sido abordada en detalle por Likens (1992). Un ejemplo de ésta es el trabajo de Derome & Nieminen (1998), donde se estiman los flujos de metales en un ecosistema contaminado.

1.3.2. Otros modelos ecosistémicos propuestos

Numerosos modelos se han desarrollado para la absorción de metales por la vegetación, que identifican la solución del suelo como un componente fundamental. Una conclusión general de ese tipo de estudios es que los metales presentan una acumulación importante en la materia orgánica del suelo y en la materia orgánica sobre el suelo. La importancia ecológica de la materia orgánica en el ciclado del cobre fue demostrada en la década del sesenta por Dykeman y de Sousa en un humedal de Canadá, (Adriano, 1986). Esta importancia ha sido definitivamente demostrada por los estudios de la química del humus (Stevenson, 1994), de tal modo que el componente materia orgánica puede ser de gran importancia en comprender el ciclado del cobre en ecosistemas mediterráneos.

Uno de los modelos de descomposición, más usados en estudios específicos de descomposición de la materia orgánica, es de tipo exponencial negativo (Jenny et. al, 1949). Otra forma de estudiar los cambios en concentración es estimando el tiempo medio de residencia del elemento en el componente (Olson, 1963). Una proposición reciente para estudiar la descomposición es la de Agren y Bosatta (1996), que considera la existencia de varias cohortes de material en forma simultánea.

1.4. Antecedentes experimentales para la modelación del cobre en ecosistemas mediterráneos

Los estudios con mediciones experimentales de ecosistemas esclerófilos o de otro tipo en relación con contenidos o flujos de cobre en o entre los componentes, permiten obtener datos y organizarlos para la modelación.

Otros estudios, no específicos sobre ecosistemas, entregan valores aislados de diferentes lugares geográficos, obtenidos bajo el enfoque que cada proyecto específico requería. Por ejemplo, la mayor parte de la información de cobre en el suelo y agua es obtenida para conocer el impacto de la contaminación sobre los niveles de producción agrícola (González (1986, 1991, 1992)) y sobre la salud humana

(Schalscha (1998)). Bajo este escenario, se analiza la información existente buscando solo ordenes de magnitud y rangos de valores.

1.4.1. Concentraciones de cobre en la vegetación, mantillo y suelo

En Chile, estudios del contenido de nutrientes y elementos traza en ecosistemas de tipo mediterráneo han sido realizados por Pedrasa (1989), quien hace un análisis de la biomasa y circulación de nutrientes en un bosque de Ruil (*Nothofagus alessandrii*), incluyendo al cobre.

Lienlaf (1996) hace un análisis de nutrientes en el proceso de descomposición de la hojarasca y la composición de nutrientes en bosques de tipo esclerófilo, el cual incluye al cobre en los análisis químicos. Por su parte, Wiersma (1989) estudia las concentraciones de cobre en el mantillo de hojarasca en el Parque Nacional Torres del Paine en Chile y en los Parques Nacionales Olympic y Glacier en EEUU.

En el suelo los análisis de contenido de cobre han sido realizados por González (1986, 1991, 1992) en la zona central de Chile, en el valle del Río Aconcagua y en el suelo entre la tercera y sexta región respectivamente, por Chiang (1991) en suelos del valle del Aconcagua, por Schalscha (1998) en suelos de Chile Central y por Fiebich (1978) en suelos de la Región Metropolitana regados con aguas servidas no tratadas. Préndez *et al.* (1994) estudia durante un año los contenidos de cobre, entre otros 24 elementos, en tres sustratos (mantillo, suelo mineral y líquenes sobre la superficie de las rocas) del Parque Nacional Torres del Paine.

1.4.2. Biomasa de la vegetación y masa del mantillo y del suelo

Estudios de biomasa en ecosistemas esclerófilos han sido realizados por Gómez (1976) en bosques de Hualo (*Nothofagus glauca*) y por Kannegeisser (1987) con relación al Boldo (*Peumus boldus*). Pedrasa (1989) entrega mediciones de biomasa para un bosque de ruil. Pardé (1980) entrega una base de datos de biomasa en bosques europeos, de Nueva Zelandia y de Canadá (diferentes tipos de bosques en diferentes ubicaciones geográficas) que incluye la descomposición en biomasa de tronco, ramas, ramillas, hojas y raíces.

Estimaciones de masa y composición del mantillo para bosques en Chile son entregadas en los estudios de Lienlaf (1996), Pedrasa (1989) y Puente (1980)

Estudios de masa del suelo no se encuentran por lo que se utilizará la densidad aparente para estimar este parámetro.

1.4.3. Concentraciones de cobre en agua

En Chile, mediciones de concentraciones de cobre en los ríos de la 3ª a 6ª Regiones son entregadas por González (1990,1991) y por Schalscha (1998). Wiersma (1989, 1988) mide concentraciones de cobre en las precipitaciones y corrientes superficiales en Torres del Paine y Reymond (1984) obtiene las concentraciones de cobre en aguas lénticas de la región Central de Chile.

Nriagu (1979) entrega los más altos registros de concentraciones de cobre medidos en los sedimentos de la desembocadura del río Sorfjord en Noruega, lugar en el que se unen los riles de numerosas industrias y Ross (1987) entrega concentraciones de cobre en las precipitaciones de seis lugares de Suecia.

1.4.4. Concentraciones de cobre en el aire

Numerosos estudios se han desarrollado para medir las concentraciones de cobre en el aire de las ciudades (Nriagu, 1994; Préndez, 1994; Alvarez, 1981). La contaminación natural por cobre, acción de volcanes fue estudiada por Bowen (1979) y los niveles en la atmósfera de lugares a los cuales la acción antrópica ha llegado aún en muy bajos niveles, tales como el Parque Nacional Torres del Paine (Wiersma, 1989).

1.4.5. Flujos de cobre en ecosistemas de bosques

Muchos autores han reportado fuerte retención y acumulación de metales traza en el suelo de los bosques (Ross,1994). Una importante base de datos de flujos de metales en bosques templados es presentada por Berqvist *et al.* (1989).

Donoso (1994) entrega valores de biomasa que cae al mantillo para diferentes tipos de bosques, tomados de estudios realizados por Becker (1981), Donoso (1987), Burschel *et al.* (1970) y otros. También Pedrasa (1989) entrega valores de la biomasa que cae al mantillo en bosques de ruil y Lienlaf (1996) los entrega para bosques esclerófilos de la Reserva Nacional Río Clarillo.

No existe información sobre los flujos suelo-vegetación y mantillo-suelo en bosques esclerófilos en Chile.

Para estimar la depositación de cobre sobre el bosque esclerófilo, solo existen las aproximaciones que puede entregar la medición de polvo sedimentable hecha por el Ministerio de Minería y el CIMM en la 3ª. Región del país y los valores de depositación

total estimados en el modelo desarrollado por Persson *et al.* (1997) para la zona industrial metalífera Rönnskär, en Suecia.

Para estimar el flujo de salida se usará la información de concentraciones de cobre en aguas superficiales de la Región Metropolitana y V Región, junto con la cantidad de precipitaciones anuales de la zona en estudio.

1.4.6. Conductas de la vegetación, mantillo y suelo ante variaciones de la concentración del cobre

Desde el punto de vista ecosistémico, la vegetación es un componente que presenta una serie de propiedades ecológicas determinadas por la naturaleza de las especies. Una de ellas es la capacidad para tolerar ciertas cantidades de metales. Existe poca información sobre los límites de esas tolerancias y muchas especies no son capaces de adaptarse, ya que ello implica procesos de otra escala de tiempo (Ross, 1994). Numerosos estudios se han realizado sobre la respuesta de las plantas a la presencia de metales pesados en el suelo (Sinha, 1999; Rojas *et al.*, 2000; Friedland, 1990), los cuales miran los mecanismos de tolerancia de las plantas a los metales. Los estudios se han concentrado en las especies de corta vida y han considerado la evolución en el sentido clásico de selección natural de genotipos tolerantes preexistentes en baja frecuencia en las poblaciones. Existen pocos informes de la tolerancia a los metales en poblaciones de árboles de larga-vida y una condición característica de los suelos metalíferos en Europa es la ausencia de especies leñosas. Existe una multiplicidad de mecanismos que determinan la tolerancia de las plantas, Rojas *et al.*, 2000 propone un mecanismo de tolerancia del peumo (*criptocarya alba*) a metales pesados. La capacidad de adaptarse a condiciones fluctuantes podría ser particularmente importante en la supervivencia de especies de larga-vida (Turner, 1994). En el caso de las leñosas esto requiere largos períodos de tiempo, de acuerdo a sus ciclos de vida. Esto muestra la complejidad de los procesos en el componente de la vegetación del ecosistema en estudio.

Otro componente de gran importancia en el estudio del ciclo del cobre es la materia orgánica muerta en y sobre el suelo mineral. La pérdida de cobre desde la materia orgánica muerta depende del proceso de descomposición que realizan los microorganismos, y de las propiedades de los complejos materia orgánica-metal (Stevenson, 1994 y Senesi *et al.*, 1989). Este proceso también está asociado a los tiempos de retención de los metales pesados en el suelo de los ecosistemas. Estudios realizados en bosques de Europa central muestran tiempos medios de residencia para

el plomo entre 200 y 500 años, mientras que para el cobre los tiempos sugeridos son mucho menores (Friedland, 1990).

1.5. Hipótesis de trabajo

El material parcialmente descompuesto del mantillo presenta las más altas concentraciones de cobre, tanto en ecosistemas contaminados como no contaminados (Delgado, 1996), esto se debería principalmente a la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos a los que se une el cobre para formar complejos orgánicos estables (Stevenson, 1994), a pesar de que el pH oscila entre 4.45 y 7.14 (Delgado, 1996). Estos antecedentes llevan a formular la siguiente hipótesis sistémica:

“Si la salida del cobre en los ecosistemas solamente puede ocurrir en el proceso de descomposición de la materia orgánica muerta entonces, el tiempo de retorno del sistema a la condición de referencia está determinado por la velocidad a la cual la materia orgánica muerta libera el cobre hacia el perfil del suelo, desde donde puede salir del ecosistema”.

1.6. Objetivo general

El objetivo de esta tesis es desarrollar un modelo matemático basado en sistemas dinámicos, que permita simular la conducta del ecosistema bosque esclerófilo, de forma tal que la simulación del modelo matemático permita estimar el tiempo de retorno a la condición no contaminada.

2. METODOLOGÍA

La metodología consta básicamente de dos etapas: proponer un modelo matemático para simular el ecosistema en estudio y luego desarrollar la modelación de sistemas dinámicos siguiendo los pasos propuestos por Ford (1999).

2.1. Modelo propuesto para la simulación del ecosistema

2.1.1. Modelo general de un ecosistema

Una representación formal y general de los cambios en los contenidos de materiales de un ecosistema terrestre es:

$$\frac{d\vec{\rho}(t)}{dt} = \mathbf{E} \vec{\rho}(t)$$

(modificado de Ågren y Bosatta, 1996).

donde

$$\vec{\rho}(t) = (\rho_{v,Cu}(t), \rho_{m,Cu}(t), \rho_{s,Cu}(t))$$

es el vector estado del ecosistema que describe la distribución del cobre y otros elementos en el ecosistema y \mathbf{E} es la matriz de funciones del ecosistema. Además, $\rho_{v,Cu}(t)$ es la cantidad de cobre en la vegetación, $\rho_{m,Cu}(t)$ es la cantidad de cobre en el mantillo y $\rho_{s,Cu}(t)$ es la cantidad de cobre en el suelo.

2.1.2. Propósito del modelo

El modelo dinámico del sistema que se desarrollará tiene como propósito simular la conducta del cobre en los ecosistemas de bosque esclerófilo de Chile Central. Para ello se usará como base el modelo conceptual de tres componentes o compartimentos existente para los ecosistemas mediterráneos desarrollado por Serey (1997). Interesa conocer los cambios de conducta del ecosistema cuando ha sido contaminado con cobre. En teoría de ecosistemas, se ha desarrollado un estimador para esta pregunta, que consiste en estimar *el tiempo de retorno del ecosistema* a la condición no contaminada.

El *tiempo de retorno* se define como el inverso de la resiliencia del ecosistema (De Angelis, 1980). La resiliencia corresponde a cuan rápido las variables regresan a su equilibrio después de haber sido desplazadas de él (Pahl-Wostl, 2000). Mientras

mayor es la resiliencia más rápida la recuperación que sigue a la perturbación. Sistemas con alta resiliencia se pueden llamar “estables”.

2.1.3. Modelo propuesto del ecosistema

El modelo conceptual propuesto considera los compartimentos *vegetación*, *mantillo* y *suelo mineral* y varios subcomponentes en cada uno de los compartimentos (Serey *et al.*, 1997). El modelo matemático de simulación del sistema dinámico se plantea en el nivel de integración de tres componentes o compartimentos propuestos en el modelo conceptual, ver figura 4. El cobre se incorpora al componente vegetación solo por absorción de las raíces y no por incorporación al tejido de las hojas, por esta razón la entrada del cobre al ecosistema (F_i) se conecta solo al componente mantillo. A su vez, la salida de cobre del ecosistema (F_o) solo se produce desde el componente suelo.

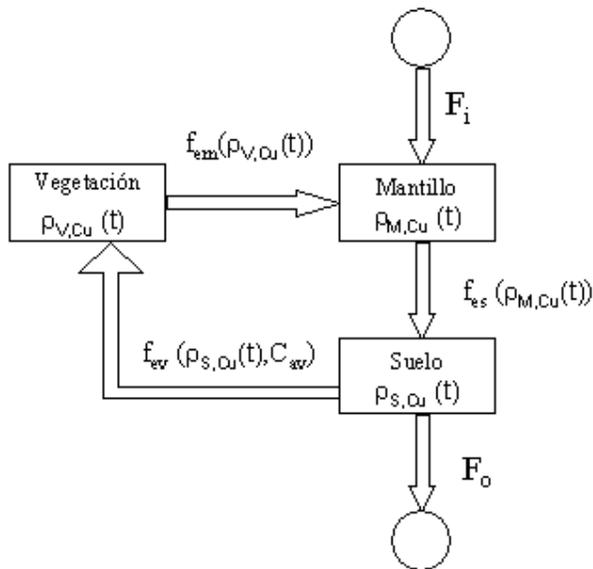
Razones teóricas y prácticas recomiendan desarrollar modelos simples, con pocos componentes, cuando se quiere estudiar propiedades dinámicas (Ford, 1999). Desde el punto de vista teórico la solución matemática de los sistemas de ecuaciones diferenciales que describen modelos de sistemas dinámicos no lineales, es muy difícil de obtener (Bertalanffy, 1968), tema que solo puede ser abordado a través de sistemas computacionales.

Además, la experiencia indica que el proceso de modelación con sistemas dinámicos es un proceso iterativo (Ford, 1999), considerando que iteración es un “procedimiento por el cual la repetición de una secuencia de operaciones lleva a resultados cada vez más cercanos al resultado esperado”, por lo que las recomendaciones indican partir desde un modelo de pocos componentes. Las razones prácticas tienen que ver con la falta de datos obtenidos en una aproximación ecosistémica, datos que sean apropiados para este tipo de análisis. Los antecedentes experimentales, disponibles para esta modelación, tomados con visión ecosistémica sólo cubren las concentraciones de cobre en los componentes del sistema y no entregan información de los flujos entre los componentes, menos aún de flujos entre los subcomponentes (Delgado, 1996). A nivel global, existe un escaso conocimiento de la conducta del cobre en ecosistemas, en términos biogeoquímicos (Ross, 1994). La tarea de estimar los flujos entre los componentes es compleja y solo se dispone de conocimientos limitados de la conducta de los componentes por separado, sin visión de sistema.

Por lo antes expuesto el modelo planteado de tres componentes contiene un nivel importante de dificultad y su “simplicidad” no disminuye su capacidad de obtener conclusiones interesantes sobre el ecosistema en estudio. En adelante, se considerará

el modelo de la figura 3 como el modelo del ecosistema bosque esclerófilo. Este es “una” abstracción de la realidad, a través de la cual se busca responder la pregunta planteada en esta tesis.

Figura 3. Representación esquemática del ecosistema bosque esclerófilo. Los círculos simbolizan fuentes y sumideros externos.



El siguiente sistema de ecuaciones permite determinar los cambios en las cantidades de cobre en los componentes del ecosistema bosque esclerófilo:

$$\frac{\partial \rho_{V,Cu}}{\partial t} = f_{ev}(\rho_{S,Cu}, C_{av}) - f_{em}(\rho_{V,Cu})$$

$$\frac{\partial \rho_{M,Cu}}{\partial t} = f_{em}(\rho_{V,Cu}) - f_{es}(\rho_{M,Cu}) + F_i$$

$$\frac{\partial \rho_{S,Cu}}{\partial t} = f_{es}(\rho_{M,Cu}) - f_{ev}(\rho_{S,Cu}, C_{av}) - F_o$$

donde:

$$\frac{\partial \rho_{V,Cu}}{\partial t} :$$

es la tasa de cambio de la masa o cantidad de cobre en la vegetación, que queda definida por la diferencia entre el flujo de entrada (f_{ev}) y el flujo de salida del cobre (f_{em}). El flujo de entrada a la vegetación es función de la cantidad de cobre en el suelo ($\rho_{S,Cu}$) y de la capacidad de la vegetación para absorber el cobre (C_{av}). El flujo de salida de la vegetación es función de la cantidad de cobre en la vegetación ($\rho_{V,Cu}$).

$$\partial \rho_{M,Cu} / \partial t :$$

es la tasa de cambio de la masa o cantidad de cobre en el mantillo, que queda definida por la diferencia entre el flujo de entrada (f_{em}) y el flujo de salida del cobre (f_{es}), más el flujo de entrada al sistema (F_i). El flujo de entrada al mantillo es función de la cantidad de cobre en la vegetación ($\rho_{V,Cu}$). El flujo de salida del mantillo es función de la cantidad de cobre en el mantillo ($\rho_{M,Cu}$).

$$\partial \rho_{S,Cu} / \partial t :$$

es la tasa de cambio de la masa o cantidad de cobre en el suelo, que queda definida por la diferencia entre el flujo de entrada (f_{es}) y el flujo de salida del cobre (f_{ev}), menos el flujo de salida del sistema (F_o). El flujo de entrada al suelo es función de la cantidad de cobre en el mantillo ($\rho_{M,Cu}$). El flujo de salida del suelo es función de la cantidad de cobre en el suelo ($\rho_{S,Cu}$) y de la capacidad de la vegetación de absorber el cobre (C_{av}).

2.1.4. Conducta del ecosistema

Se define conducta como el patrón de cambio del sistema completo representado por los tres componentes y su variación simultánea en el tiempo. Para desarrollar un modelo respecto de la conducta del ecosistema bosque esclerófilo con respecto al cobre, se requiere información sobre concentraciones y masas de los componentes, que permita conocer el tamaño de los reservorios, flujos entre los componentes y flujos de entrada y salida del cobre al ecosistema. La estimación del tiempo de retorno del ecosistema es una pregunta específica, que mediante el desarrollo del modelo y la simulación, se espera responder.

Antes de iniciar la modelación formal, el modelador puede ser capaz o no de reconocer las conductas posibles para el sistema (ecosistema), en este caso, respecto del contenido de cobre de los componentes y su conducta después de un proceso de contaminación. Debido a la naturaleza de los sistemas ecológicos, sus conductas son no lineales, de tal modo que es muy difícil predecir patrones generales de conducta, respecto de variables específicas.

Sin embargo, se debe al menos entender, las formas generales de respuestas que se pueden originar en el ecosistema natural y las cuales uno espera que el modelo muestre en sus resultados. Si, debido a la naturaleza del sistema o al grado de desconocimiento que tenemos de éste, no es posible entregar patrones de respuestas,

entonces se puede considerar las clases de conductas que se puede esperar en cada uno de los componentes aproximación que se considera en este caso.

2.1.5. Transferencia de cobre entre los componentes

La complejidad del ecosistema en estudio y la reducida información existente en procesos tan importantes como la producción primaria, el tiempo de vida de las hojas, la absorción de nutrientes, no permiten formular un patrón de respuesta del sistema como entidad. Sin embargo, se tienen antecedentes teóricos y empíricos sobre la conducta de los componentes por separado: contenidos de cobre, niveles de toxicidad, propiedades químicas del mantillo y del suelo; disperso en diferentes trabajos (Larcher, 1995; Brady 1990; Stevenson, 1994). Con estos conocimientos se formulará una *función* de la relación entre los componentes, estas son las *funciones de transferencia* de cobre.

Las funciones de transferencia del cobre entre los componentes son el resultado de la relación sistémica entre ellos. De este modo estas representan al menos la conducta integrada entre dos componentes.

2.1.5.1. Transferencia de cobre entre el suelo y la vegetación (absorción)

La transferencia de cobre entre el suelo y la vegetación está determinada por la capacidad de la vegetación de absorber cobre, propiedad que cambia en función de la concentración de cobre en el suelo. La vegetación posee mecanismos de tolerancia que operan bajo ciertos rangos de concentración de cobre en el suelo. La vegetación absorbe cobre en función de sus requerimientos cuando el reservorio o componente suelo está dentro de ciertos valores, si éste aumenta, la vegetación no es capaz de evitar el ingreso de cobre y esto afecta su funcionamiento, llevándola a un estrés por altos valores de cobre en el protoplasma y finalmente a la muerte. Cuando una de los componentes del ecosistema muere, el “ecosistema bosque esclerófilo” como tal, deja de existir transformándose en otro ecosistema, con componentes y flujos diferentes. La figura 4 muestra en forma esquemática la función de transferencia de cobre entre el suelo y la vegetación. Se puede ver como para tamaños de reservorios del suelo entre $\rho_{S2,Cu}$ y $\rho_{S3,Cu}$ la vegetación tolera los niveles de contaminante y a tamaños de reservorios superiores a $\rho_{S3,Cu}$, la vegetación muere.

2.1.5.2. Transferencia de cobre entre la vegetación y el mantillo (mortalidad)

La transferencia de cobre entre la vegetación y el mantillo es función de dos propiedades fundamentales del componente vegetación: la producción de materia orgánica muerta o mantillo y la concentración de cobre en las partes que mueren, que

constituyen la cantidad de cobre que se transfiere. A medida que va aumentando la cantidad de cobre en la vegetación crece simultáneamente la cantidad de cobre que se transfiere al mantillo. Hasta que la cantidad de cobre en la vegetación es tal que ésta muere y la transferencia de cobre al mantillo es máxima y luego se hace cero, coincidente con la desaparición del ecosistema bosque esclerófilo. La conducta antes descrita de la vegetación, tolerancia–muerte, pero en este caso como función del tamaño del reservorio vegetación, se describe en la figura 5. La transferencia de cobre entre la vegetación y el mantillo es función del tamaño del reservorio de cobre en la vegetación. Los tamaños del reservorio de cobre en la vegetación $\rho_{V1,Cu}$ indican que el ecosistema sale del estado estacionario no perturbado y comienza a aumentar la transferencia de cobre hasta alcanzar el valor máximo $\rho_{V2,Cu}$ en que la vegetación muere.

2.1.5.3 Transferencia de cobre entre el mantillo y el suelo (transferencia)

La transferencia entre el mantillo y el suelo está asociada a los procesos de descomposición realizados por múltiples organismos y microorganismos. Mientras el carbono se respira y pasa a la atmósfera, el cobre, como metal pesado queda unido a los organismos y microorganismos del suelo y a las nuevas moléculas orgánicas producto del proceso de descomposición (sustancias húmicas). El cobre debe estar unido o complejado a sustancias orgánicas para que migre y forme parte del suelo. Las precipitaciones arrastran las sustancias húmicas al perfil del suelo, dejando disponible el cobre para las plantas. La capacidad de complejación de la materia orgánica está determinada la presencia de grupos funcionales y por las propiedades del cobre (Stevenson, 1994).

La transferencia de cobre en el modelo, entre el mantillo y el suelo, es función del tamaño del reservorio de cobre en el mantillo, como se observa en la figura 6, alcanzando un valor máximo de transferencia cuando el mantillo se satura de cobre para un tamaño de reservorio de cobre en el mantillo $\rho_{M2,Cu}$. Existe muy poca información sobre cual puede ser la cantidad de cobre en el mantillo para que éste se sature en ecosistemas en general y ninguna información sobre los niveles de saturación de la materia orgánica muerta del suelo de ecosistemas mediterráneos.

2.1.6. Salida y entrada de cobre al ecosistema

2.1.6.1. Salida del cobre del ecosistema (lixiviación)

El cobre sale del ecosistema desde el suelo, ya sea en solución como Cu^{++} o bien unido a compuestos orgánicos solubles, que son arrastrados desde el suelo. Esta

salida ocurre cuando el agua lluvia percola por gravedad en el perfil del suelo, y sale desde los niveles del perfil de suelo donde está disponible para las plantas (árboles). La cantidad de Cu^{++} depende del pH de la solución del suelo.

La salida del cobre en el modelo del sistema es función del tamaño del reservorio de cobre en el suelo, ver figura 7. Se consideran niveles de precipitaciones y nivel de pH constantes. Existe un nivel máximo de salida de cobre que está dado por la máxima concentración de cobre alcanzable en el agua lluvia que percola.

2.1.6.2. Entrada de cobre al ecosistema (depositación y meteorización)

El cobre ingresa al ecosistema por depositación desde la atmósfera, tanto por depositación seca, partículas en suspensión que caen por gravedad como por depositación húmeda, disuelto en las precipitaciones. El ecosistema en estudio es un sistema perturbado donde la principal entrada de cobre es por depositación. Otra fuente de ingreso de cobre es el material parental debido a que existe una tasa de meteorización de los minerales que proveen cobre al suelo, y que habitualmente en los estudios edáficos se considera como una constante.

En el sistema en estudio, se considera que las tasas de meteorización son muy bajas (Ross,1994) y no alcanzarían a modificar la conducta del ecosistema, y en consecuencia se las considera con un valor bajo y constante en la modelación.

Los niveles de depositación son aproximadamente descritos por la figura 8 en que la función sigue aproximadamente el nivel de producción de la fuente emisora hasta que ésta implementa sistemas de control de emisiones, en el tiempo t_{ce} , en que se reducen en forma importante.

Figuras 4, 5 y 6. Transferencias de cobre entre los componentes del ecosistema bosque esclerófilo (Interrelaciones).

Figura 4. Transferencia de cobre del suelo a la vegetación

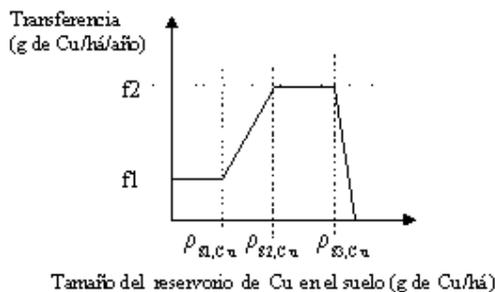


Figura 5. Transferencia de cobre de la vegetación al mantillo

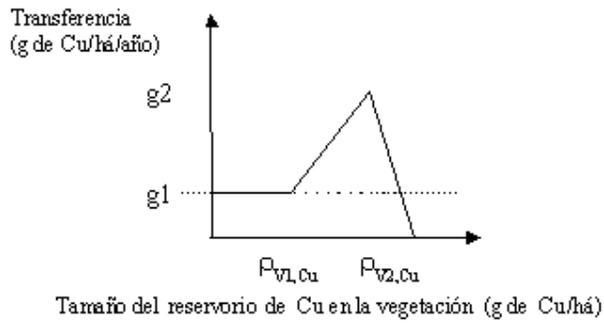
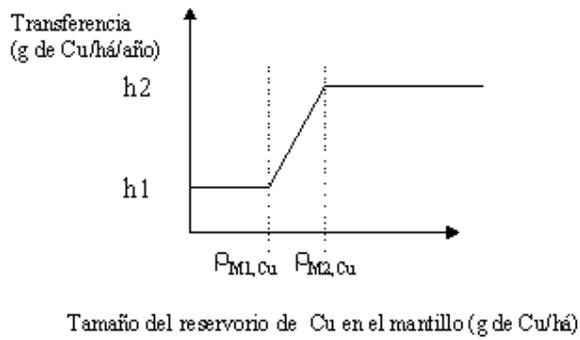


Figura 5. Transferencia de cobre del mantillo al suelo



Figuras 7 y 8. Salida y entrada de cobre en el ecosistema bosque esclerófilo.

Figura 7. Salida del cobre del ecosistema

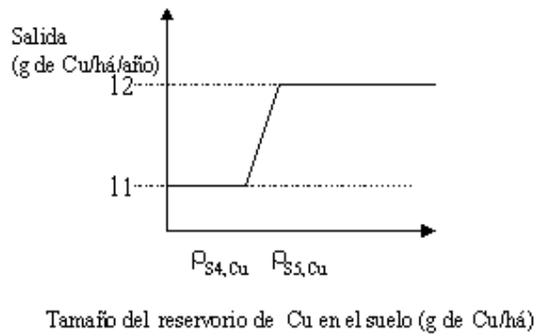
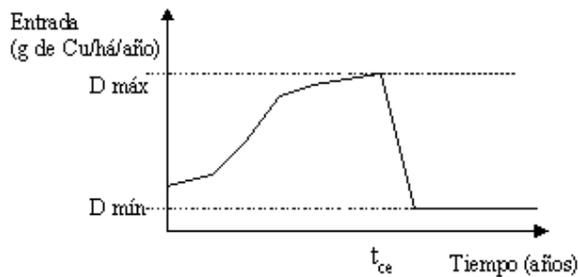


Figura 8. Entrada de cobre al ecosistema



2.1.7. Conductas observadas de ecosistemas

El contenido de cobre de los ecosistemas depende principalmente de la localidad, es decir, de la naturaleza geológica donde se desarrolla el suelo (Serey *et al.* 1997). Un mismo tipo de vegetación (composición general de especies similares) mantiene una forma de distribuir el cobre en su interior en un mismo patrón. La absorción de cobre no tiene una respuesta lineal, ya que existen diferentes mecanismos que regulan, dentro de ciertos niveles, la incorporación de cobre a las plantas.

Consideramos un componente del ecosistema saturado cuando las entradas de cobre al componente se aproximan o exceden a las salidas de cobre. La saturación en el caso de la vegetación tiene un sentido diferente y se asocia a niveles de tolerancia, dado que el cobre, como elemento traza, es esencial a bajas concentraciones y tóxico a altas.

La conclusión del análisis de los contenidos de cobre en ecosistemas mediterráneos sugiere que los contenidos totales de cobre en este caso dependen más bien de la localidad, pero el modo de funcionamiento depende del tipo de vegetación más que de la localidad. Otro resultado de estos análisis sugiere que cuando el nivel de cobre en el suelo es bajo, los subcomponentes de la vegetación (raíces, corteza, ramas, hojas) lo acumulan con el fin de satisfacer los requerimientos biológicos de las plantas, reduciendo los niveles de concentración de cobre en el suelo. Sin embargo, cuando el ambiente es más rico en cobre las plantas pueden hacer una selección, cuyo mecanismo no está claro. En consecuencia el cobre que absorben las plantas no refleja su abundancia en el ambiente (Serey *et al.*, 1997).

Del análisis de los ecosistemas estudiados en Quintay y Ventanas por Delgado (1996), Pantanillo y El Roble por Serey *et al.* (1997) y de los valores de numerosos ecosistemas se concluye que los componentes tienen concentraciones muy diferentes.

2.2. Estudios comparativos en ecología

En ecología se propone el uso de estudios comparativos en situaciones en que los experimentos no se pueden realizar en el tiempo (Pickett,1989; Cole *et al.*,1991). El estudio comparativo permite reemplazar el tiempo por el espacio, es decir, experimentos en dos espacios distintos reemplazan fenómenos cuyo largo tiempo de ocurrencia, por ejemplo, los hace no reproducibles. En este sentido, los datos experimentales de concentraciones de cobre en los ecosistemas no perturbado, Quintay, y perturbado, Ventanas, permiten inferir las concentraciones de cobre que existían en los componentes del ecosistema de Ventanas antes de la condición de perturbación. Esta tesis continúa el estudio comparativo de estos dos ecosistemas.

2.3. Etapas en la modelación de sistemas dinámicos

En esta tesis se utilizará la metodología de modelación de sistemas dinámicos de Ford (1999). Los pasos propuestos por este autor son los siguientes:

Paso 1: Conocer la naturaleza del sistema y familiarizarse con él.

Paso 2: Especificar el problema dinámico

Paso 3: Construir el diagrama de reservorios y flujos

Paso 4: Construir el diagrama cerrado de causa-efecto

Paso 5: Estimar los valores de los parámetros

Paso 6: Ejecutar el modelo para obtener el comportamiento esperado

Paso 7: Realizar un análisis de sensibilidad de la conducta

Paso 8: Probar el impacto de estrategias

Los pasos 1 y 2 han sido desarrollados en los puntos anteriores, la metodología para desarrollar el resto de los pasos se presenta a continuación.

2.3.1. Construir el diagrama de reservorios y flujos

El software que se usará en el proceso de modelación computacional será Stella 5.0 de High Performance System, Inc.

Reservorios y flujos son los bloques básicos para construir modelos de sistemas dinámicos. Un “reservorio” representado por un rectángulo en el software Stella puede ser visto como un lugar donde algo se acumula o almacena y potencialmente pasa a

otros elementos del sistema. Los “flujos” son simbolizados en Stella como una doble línea con un círculo en el punto medio y representan el material que sale (o entra) del (al) reservorio. Una “nube” en Stella simboliza la fuente del material que se acumula en el reservorio, puede ser vista como un reservorio que queda fuera de los límites del sistema, por lo que no se registran sus valores. A la inversa, la “nube” puede simbolizar el sumidero de un material que sale de un reservorio y cuyo registro también queda fuera del sistema en análisis. Las flechas simples, en Stella, simbolizan “conectores” e indican el flujo de información en el modelo. Los “conversores”, o círculos, son variables del sistema que juegan distintos roles dependiendo a que flujos y reservorios se encuentran unidos por los conectores. Las interrelaciones entre todas los componentes del sistema se expresan en términos de relaciones matemáticas.

Diferentes combinaciones de los componentes descritas se usan para modelar distintos sistemas. Además, un problema dado puede implicar uno o más sistemas cada uno de los cuales representado como bloque independiente e interrelacionado con el otro. El software permite de esta forma simular en forma separada varios ecosistemas interconectados. En el desarrollo del modelo bosque esclerófilo se trabajará con un solo bloque quedando planteado, como un desarrollo futuro, la modelación de los sistemas desde los cuales viene el cobre que ingresa al ecosistema y los sistemas a los cuales va el cobre que sale de él.

En las etapas de simulación y operación con el software Stella se usarán los términos “reservorio” de Cu en la vegetación, en el mantillo y en el suelo para referirse a los “componentes” vegetación, mantillo y suelo del modelo conceptual propuesto por Serey (1997). Así mismo, se usarán los términos “absorción”, para describir la transferencia o flujo de cobre entre el suelo y la vegetación; “mortalidad”, para describir la transferencia o flujo de cobre entre la vegetación y el mantillo; “transferencia”, para describir la transferencia o flujo de cobre del mantillo al suelo; “lixiviación” al flujo de cobre que sale del ecosistema y “depositación” y “mineralización” a los flujos de cobre que entran al ecosistema.

En el punto 3, Resultados, la figura 10 muestra el diagrama de reservorios y flujos de cobre del modelo del ecosistema de bosque esclerófilo construída en el software Stella.

Las conexiones entre las ecuaciones diferenciales y los diagramas de reservorios y flujos y ecuaciones del software Stella 5.0 son cerradas aunque en una primera visión no sea tan evidente. En el lenguaje de cálculo los flujos representan las derivadas y

los reservorios son las integrales (o acumuladores) de flujo a través del tiempo, los “converters” contienen la micro-lógica de los flujos.

Los reservorios se representan como ecuaciones diferenciales, de la forma:

$$\mathbf{Reservorio}(t) = \mathbf{Reservorio}(t-dt) + (\mathbf{Flujo}) * dt$$

Reescribiendo esta ecuación y sustituyendo dt por Δt :

$$\mathbf{Reservorio}_t = \mathbf{Reservorio}_{t-\Delta t} + \Delta t * (\mathbf{Flujo})$$

Reordenando los términos:

$$(\mathbf{Reservorio}_t - \mathbf{Reservorio}_{t-\Delta t}) / \Delta t = (\mathbf{Flujo})$$

El “Flujo” es el cambio en la variable “Reservorio” en el intervalo de tiempo “ Δt ”. En el límite cuando Δt llega a cero, la diferencia de la ecuación llega a ser la ecuación diferencial:

$$d(\mathbf{Reservorio})/dt = \mathbf{Flujo}$$

Lo que expresado en notación integral es:

$$\mathbf{Reservorio} = \int \mathbf{Flujo} dt$$

Donde la integración se realiza desde $t =$ “desde el tiempo” a $t =$ “hasta el tiempo”.

De esta forma el software Stella, u otro de modelación de sistemas dinámicos, se puede utilizar para describir sistemas de ecuaciones de un orden muy alto. Pero para hacer esto, primero se debe expresar las ecuaciones diferenciales de alto orden como ecuaciones diferenciales de primer orden.

Cuando se ejecuta un modelo, el software usa métodos numéricos estándares (Euler, Runge-Kutta de 2º orden o Runge-Kutta de 4º orden) para resolver el sistema de ecuaciones comprendidos en el modelo. En esta tesis se utilizará el método de Euler para resolver las ecuaciones diferenciales.

2.3.2. Construcción del diagrama cerrado de causa-efecto

El software que se usará para construir el diagrama cerrado de causa-efecto será Vensim creado por Ventana Systems Inc.

Se usarán los diagramas cerrados de causa-efecto para reflejar la información de realimentación que maneja el ecosistema. Después de construir el modelo del ecosistema dinámico, se construirá este diagrama para revelar los ciclos de realimentación claves en el sistema. Si existen ciclos de realimentación positiva el sistema tendrá la capacidad de crecer, y si estos son ciclos de realimentación negativa se sabrá que el sistema intenta alcanzar un objetivo o desaparecer en el tiempo. Si el diagrama no muestra ciclos de realimentación, el sistema no mostrará un comportamiento dinámico propio, y cualquier comportamiento dinámico de éste estará impuesto por fuerzas externas.

2.3.3. Estimación de los valores de los parámetros

Desde los antecedentes experimentales podemos ver que algunos de los valores de los parámetros del modelo se conocen con exactitud (concentraciones de cobre en los subcomponentes del ecosistema), y otros son solo estimaciones de ordenes de magnitud (masa del mantillo, concentraciones de cobre en el agua o nivel de depositación del cobre). Para decidir cuanto esfuerzo asignar a la estimación de un parámetro, es importante considerar que la mayoría de los modelos de sistemas dinámicos se construyen para analizar estrategias, por lo que sí las implicaciones estratégicas de un modelo no cambian al variar los parámetros, entonces el modelador no necesita gastar más tiempo en estimar su valor con mayor exactitud (Ford, 1999).

En la estimación de los valores de los parámetros se han usado diferentes fuentes de información que van desde datos experimentales e información histórica, sobre niveles de producción de la industria, hasta juicio de expertos e intuición personal. Estas son todas las formas de obtención de los valores de los parámetros que se utilizan en la modelación (Ford, 1999). En el desarrollo de los modelos de sistemas dinámicos se incluyen muy especialmente los juicios de expertos y la intuición personal. El juicio de expertos es usado ampliamente en proyectos de sistemas dinámicos y cabe señalar que “es importante recordar que eliminar parámetros por su alto nivel de incerteza es equivalente a asumir un valor numérico cero. Si intuitivamente se le puede asignar un valor mejor que cero, es recomendable hacerlo” (Ford, 1999). En esta tesis no es posible utilizar el método Delphi para obtener el juicio de expertos, dado que no son más de dos personas las que conocen el ecosistema bosque esclerófilo en estudio.

El proceso de simulación indicará si posteriormente es necesario realizar una mejor estimación del valor por la influencia que este tiene sobre el comportamiento de la simulación. En este sentido, la modelación se plantea como alternativa para sugerir experimentos que permitirán resolver estos valores “claves”.

2.3.3.1. Tamaños de los reservorios del sistema no perturbado y perturbado

Para la simulación se requiere estimar las masas de los componentes o tamaños de los reservorios (vegetación, mantillo y suelo).

La información disponible son las concentraciones de cobre en los subcomponentes (hojas, ramillas, madera, mantillo de ramas, hojarasca, material parcialmente descompuesto, suelo superficial y suelo a 10cm.) del modelo conceptual del ecosistema en las condiciones con y sin perturbación, ver figura 11. Además, contamos con estimaciones de masa total de los componentes (vegetación, mantillo y suelo) y una estimación de vectores de estructura de esas masas totales. Existe suficiente información respecto a la biomasa de la vegetación pero no respecto de la masa del mantillo y del suelo. Lo mismo es válido en cuanto a la estructura de la vegetación con respecto a la estructura del mantillo y del suelo. A pesar de esto, para el desarrollo del modelo se harán estimaciones de las masas y composición de estos dos reservorios con la escasa información existente.

Sumando las masas de los subcomponentes, obtenidas sobre la base de la concentración del cobre en cada subcomponente por el porcentaje estimado de masa de la subcomponente (vector de estructura) obtendremos la masa del componente o tamaño del reservorio.

Los estudios ecosistémicos en general, expresan los flujos en kg/há/año, de modo que es apropiado definir las masas de cobre en gramos o kilogramos de cobre por hectárea y los flujos en gramos o kilogramos de cobre por hectárea por año. La tabla 1 resume los parámetros que determinan el tamaño de los reservorios estimados para la modelación.

Tabla 1. Parámetros estimados para la modelación, reservorios.

Componente o Reservorio	Subcomponente	Parámetro	Fuente de estimación
Vegetación		Biomasa (t/há)	Estudios nacionales e internacionales
	Madera	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de vegetación)	Medición experimental (Delgado, 1996) Estudios nacionales e

		Masa de Cu(g de Cu/há)	internacionales. Multiplicando Concentración por Estructura.
	Ramillas	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de vegetación) Masa de Cu(g de Cu/há)	Medición experimental (Delgado, 1996) Estudios nacionales e internacionales. Multiplicando Concentración por Estructura.
	Hojas	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de vegetación) Masa de Cu(g de Cu/há)	Medición experimental (Delgado, 1996) Estudios nacionales e internacionales. Multiplicando Concentración por Estructura.
		Total Masa de Cu vegetación (g de Cu/há)	Suma de Masa de Cu en subcomponentes: madera, ramillas y hojas.
Mantillo		Masa (t/há)	Estudios nacionales.
	Mantillo de ramas	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de mantillo) Masa de Cu(g de Cu/há)	Medición experimental (Delgado, 1996) Estudios nacionales e internacionales. Multiplicando Concentración por Estructura.
	Hojarasca	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de mantillo) Masa de Cu(g de Cu/há)	Medición experimental (Delgado, 1996) Estudios nacionales e internacionales. Multiplicando Concentración por Estructura.
	MPD ⁽¹⁾	Concentración (ppm). Estructura (% de masa de mantillo)	Medición experimental (Delgado, 1996) Estudios nacionales e

		Masa de Cu(g de Cu/há)	internacionales. Multiplicando Concentración por Estructura.
		Total masa de Cu mantillo (g de Cu/há)	Suma masa de Cu en subcomponentes: mantillo de ramas, hojarasca y MPD.
Suelo		Masa (t/há)	Estimación desde densidad aparente del suelo.
	Suelo Superficial	Concentración (ppm). Estructura (% de masa de suelo) Masa de Cu(g de Cu/há)	Medición experimental (Delgado, 1996) Juicio de expertos Multiplicando Concentración por Estructura.
	Suelo a 10cm	Concentración (ppm). Estructura (% de masa de suelo) Masa de Cu(g de Cu/há)	Medición experimental (Delgado, 1996) Juicio de expertos Multiplicando Concentración por Estructura.
		Total masa de Cu suelo (g de Cu/há)	Suma masa de Cu en subcomponentes: suelo superficial y suelo a 10 cm.
(1): Material Parcialmente Descompuesto (MPD).			

2.3.3.2. Transferencia de cobre entre los componentes

Para desarrollar estimaciones de las transferencias o flujos de cobre entre los componentes del ecosistema se supone un estado estacionario de las masas de los componentes. Esto significa que el ecosistema se mantiene sin crecer. Esta condición se da cuando el ecosistema está maduro y el estado alcanzado se automantiene en el tiempo. Así, las cantidades de cobre permanecerán constantes en la vegetación, en el mantillo y en el suelo. Quintay como ecosistema no perturbado se considera en estado estacionario respecto de las cantidades de cobre en los componentes, de los flujos de cobre entre componentes y de los flujos de entrada y salida.

Otro supuesto fundamental, que tiene una base experimental, es que el ciclo del cobre está dominado por las relaciones suelo-vegetación y no existe aporte significativo por

deposición, como es el caso de otros elementos. Estas condiciones tienen por consecuencia que los componentes no deben cambiar sus concentraciones de cobre en función del tiempo, es decir, también se da una condición estacionaria para las concentraciones de los componentes del ecosistema.

Se debe recordar que la mayoría de los modelos suponen condiciones mínimas para su desarrollo. En ecología, en el caso del modelo más simple, que es el modelo exponencial para explicar el crecimiento de las poblaciones, se supone que la distribución de edades es estable y con esa condición se puede determinar los parámetros del modelo.

La estimación de los flujos o transferencias de cobre entre los componentes del ecosistema en estado estacionario, se realizará en dos etapas:

- Estimación de tasas de transferencia de cobre entre los componentes en estado estacionario, sistema no perturbado y sistema perturbado.
- Proposición de funciones de transferencia de cobre entre los componentes del ecosistema.

Estimación de tasas de transferencia, estado estacionario

En general, no existe información experimental sobre estas tasas de transferencia ni de la tasa de salida, por lo que se estimarán básicamente por la simulación del sistema no perturbado en estado estacionario. Con excepción de la tasa de transferencia de cobre desde la vegetación al mantillo (mortalidad) que puede ser estimada a partir de algunos datos sobre biomasa que cae anualmente al mantillo y la composición de ésta.

Bajo el supuesto de que el bosque no crece y que todo lo que produce anualmente cae al mantillo se estima la tasa de absorción igual a la tasa de mortalidad. La tasa de transferencia de cobre desde el mantillo al suelo se estima en la simulación. La tasa de salida del cobre del ecosistema (lixiviación) se estima equivalente a la tasa de entrada por mineralización más la tasa de entrada por deposición natural.

La estimación de tasas en el sistema no perturbado, descrita anteriormente, entrega valores de referencia para estimar los rangos en que el cobre sería transferido entre los componentes.

Estimación de funciones de transferencia del cobre entre componentes

Sobre la base de estudios nacionales e internacionales, opinión de expertos y simulación se han estimado las transferencias o flujos de cobre entre componentes descritas en el punto 2.1.5. Por la complejidad de estimar exactamente estas funciones se las ha reducido a un conjunto de parámetros cuya fuente de estimación se detalla en la tabla 2. Esta aproximación nos permite alcanzar el objetivo de conocer la conducta general del sistema.

Tabla 2. Parámetros estimados para la modelación. Flujos entre componentes.

	Parámetros	Fuente estimación de parámetros	Fuente de estimación de la forma de la función
Flujo de cobre desde el suelo a la vegetación (g de Cu/há/año)	f_1 (g de Cu/há/año) absorción de Cu en estado estacionario	Estimación sobre la base de datos experimentales, suponiendo estado estacionario en el ecosistema no perturbado, Quintay	Opinión de expertos y conocimiento de los componentes
	f_2 (g de Cu/há/año) máxima absorción de Cu	Opinión de expertos	
	$\rho_{S_1,Cu}$ (g de Cu/há) cantidad de cobre que hace que empiece a absorber más de StSt	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	
	$P_{S_2,Cu}$ (g de Cu/há) cantidad de cobre que hace que la vegetación comience a tolerar	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	
	$\rho_{S_3,Cu}$ (g de Cu/há) cantidad de cobre que hace que la vegetación muera	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	
Flujo de cobre desde la vegetación al mantillo (g de Cu/há/año)	g_1 (g de Cu/há/año) transferencia de Cu en estado estacionario	Estimación sobre la base de datos experimentales, suponiendo estado estacionario en el ecosistema no perturbado, Quintay	Opinión de expertos y conocimiento de los componentes

	g_2 (g de Cu/há/año) máxima transferencia de Cu	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	
	$\rho_{V1,Cu}$ (g de Cu/há) cantidad de cobre que hace que empiece a morir más de StSt	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	
	$P_{V2,Cu}$ (g de Cu/há) cantidad de cobre que hace que se transfiera todo, muerte	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	
Flujo de cobre desde el mantillo al suelo (g de Cu/há/año)	h_1 (g de Cu/há/año) transferencia de Cu en estado estacionario	Simulación de transferencia de cobre en sistema no perturbado, en estado estacionario, Quintay	Opinión de expertos y conocimiento de los componentes
	h_2 (g de Cu/há/año) máxima transferencia de Cu	Derivado de cantidad de Cu acumulado en Ventanas durante 30 años de operación de la refinera.	
	$\rho_{M1,Cu}$ (g de Cu/há) cantidad de cobre que hace que empiece a transferir más de StSt	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	
	$\rho_{M2,Cu}$ (g de Cu/há) cantidad de cobre que hace que mantillo se sature	Análisis de información existente del ecosistema y opinión de expertos	

2.3.3.3. Entrada y salida del cobre al y del ecosistema

Entrada de cobre al ecosistema

La Fundición y Refinería de Ventanas fue inaugurada el 11 de Noviembre de 1966. La fundición cuenta actualmente con una capacidad instalada de 400 mil toneladas métricas finas al año y la refinera de 315 mil toneladas métricas finas al año.

Existen mediciones de emisiones de material particulado por chimenea de la Fundición de Ventanas a partir del año 1994. La red de monitoreo que posee ENAMI con estaciones en Puchuncaví, La Greda, Valle Alegre y Maitencillo cuenta con mediciones a partir del año 1993 y los análisis de contenido de cobre de este material particulado se iniciaron en el año 1998. Los procedimientos de la red de monitoreo de ENAMI se orientan al cumplimiento de la normativa ambiental vigente. Por esta razón la empresa reporta a los Servicios de Salud y Servicio Agrícola y Ganadero de la 5ª Región los

balances de masas de arsénico y azufre y no cuenta con un balance de masa de cobre.

Se han considerado los flujos de entrada al sistema hasta el año 2000, en esta etapa de la modelación. Los flujos después del año 2000 se considerarán en el paso siguiente sobre impacto de las estrategias sobre el ecosistema, ver punto 2.3.6.

Sólo se dispone de información de la fusión de cobre a partir del año 1984, los valores anteriores han sido estimados sobre la base de conversaciones con el Encargado Ambiental de ENAMI Ventanas, Sr. Sergio Carstens. En esta estimación se hará corresponder aproximadamente la forma de la curva de fusión de cobre, con la de entrada de cobre al ecosistema, y se estimará el nivel máximo de depositación sobre la base del análisis de la información disponible para la modelación y los datos medidos de polvo sedimentable en la 3ª Región del país.

La figura 8 muestra la forma estimada del flujo de entrada de cobre al ecosistema, y la tabla 3 resume la fuente de estimación de los parámetros a que se reduce la descripción de dicha función.

Salida de cobre del ecosistema

Al igual que con las funciones de transferencia se ha reducido la estimación de la función de salida a cuatro parámetros, que se especifican en la tabla 3. Para su estimación se ha recurrido a mediciones de concentraciones de cobre en aguas superficiales de lugares no contaminados (Wiersma, 1989) y de lugares con diferentes niveles de contaminación (González, 1991 y Schalscha, 1998). La tabla 3 muestra las fuentes de estimación de los parámetros y conductas de los flujos de entrada y salida del ecosistema.

Tabla 3. Parámetros estimados para la modelación. Flujos de entrada y salida del ecosistema.

	Parámetros	Fuente de estimación de parámetros	Fuente de estimación de conducta
Flujo de entrada antes del año 2000	Dmáx máximo nivel de depositación de Cu sobre el ecosistema	Simulación y mediciones de Cu en polvo sedimentable en Chile, 3ª. Región y mediciones de depositación de Cu en grandes ciudades.	Información histórica sobre niveles de producción de la fundición e instalación de sistemas de control de emisiones.
	Dmín nivel mínimo de depositación de Cu sobre el ecosistema, valor esperado para que ecosistema no muera.	Análisis de estrategia de la compañía.	No disponible
Flujo de salida del ecosistema	I1 (g de Cu/há/año) salida de Cu del sistema en estado no perturbado	Datos experimentales de concentraciones de Cu en aguas superficiales en Chile	Opinión de expertos
	I2 (g de Cu/há/año) máxima salida de Cu del ecosistema	Opinión de expertos y datos experimentales de concentraciones de Cu en aguas superficiales en Chile	
	P _{S4,Cu} (g de Cu/há) cantidad de cobre en suelo que eleva flujo de salida de Cu sobre el nivel de estado estacionario	Análisis de la información disponible para la modelación.	
	ρ _{SS,Cu} (g de Cu/há) cantidad de cobre en suelo que produce máxima concentración en flujo de salida.	Análisis de la información disponible para la modelación.	

2.3.4. Ejecución del modelo

En esta etapa se ejecutará el modelo, el cual partiendo de los tamaños de los reservorios determinados por las concentraciones de cobre de Quintay deberá alcanzar los tamaños de los reservorios medidos en Ventanas por Delgado (1996).

Al esperar este comportamiento se ha supuesto que las concentraciones de cobre en el ecosistema bosque esclerófilo de Ventanas, antes de la instalación de la fundición, eran similares a las de Quintay, se reemplaza de esta forma el tiempo por el espacio por medio de éste estudio comparativo.

El modelo de conducta del ecosistema bosque esclerófilo no describe lo que ocurre después de la destrucción de la vegetación. En el ecosistema de Ventanas la vegetación no ha muerto y la pregunta planteada es sobre el tiempo de retorno de este ecosistema, pregunta que solo es válida si existe el ecosistema con los componentes vegetación, mantillo y suelo. Si el bosque esclerófilo muere el ecosistema desaparece y será reemplazado por otro ecosistema.

2.3.5. Análisis de sensibilidad

El objetivo de esta etapa será conocer cuan sensible a cambios en los parámetros es el patrón básico de resultados, prestando particular atención a los parámetros estimados “intuitivamente” y asegurándose de que las variaciones de los parámetros cubran los rangos completos de incerteza. Si se obtiene el mismo patrón de comportamiento después de cada cambio en los parámetros se podrá considerar que el modelo propuesto es “robusto”. Considerando como definición de un “modelo robusto” aquel que genera los mismos patrones generales de comportamiento a pesar de la gran incerteza en los valores de los parámetros.

La sensibilización se realizará de modo informal (Ford, 1999), es decir, en forma intuitiva; se definirán los parámetros que son claves en la determinación de la conducta del sistema. Métodos formales de sensibilización requieren de software especializado.

La aproximación informal se realizará en cuatro etapas: sensibilidad de los tamaños de los reservorios, sensibilidad de las concentraciones de los subcomponentes, sensibilidad de los flujos de cobre entre componentes y sensibilidad al flujo de salida del cobre del ecosistema.

2.3.5.1. Sensibilidad de tamaños de reservorios o componentes

Los tamaños de los reservorios: vegetación, mantillo y suelo pueden tener variaciones de distinta magnitud por su naturaleza diferente y por problemas de estimación o ausencia de mediciones.

La sensibilización considerará variaciones de la biomasa de la vegetación entre 80 y 200 t/há y variaciones de las masas del mantillo y del suelo en más y menos un 20%

sobre y bajo el valor del parámetro del modelo. Como se señaló anteriormente se busca conocer en cuanto alteran la conducta del modelo estos valores, y en especial, cuanto varía el tiempo de retorno del sistema.

2.3.5.2. Sensibilidad de las concentraciones de los subcomponentes

Los tamaños de los reservorios también dependen de las concentraciones que ellos presentan, las cuales tienen también una variabilidad propia. Esta se debe a variabilidad de los componentes y subcomponentes y no a errores de medición. Se sensibilizará el modelo tomando como base la variabilidad de las mediciones de concentraciones de los subcomponentes realizadas por Delgado (1996) y expresada en la desviación estándar de cada valor.

2.3.5.3. Sensibilidad de las funciones de transferencia de cobre entre componentes

La sensibilización de las funciones de transferencia de cobre: suelo a vegetación, vegetación a mantillo y mantillo a suelo se realizará en dos etapas:

- variaciones de la cantidad de cobre transferido y
- variación de los umbrales de cambio de conducta.

La cantidad de cobre transferido y los umbrales se variarán entre rangos acotados por la conducta propia de cada componente en el ecosistema, conocida desde las mediciones de concentraciones de cobre en los subcomponentes de los ecosistemas perturbado y no perturbado de Delgado (1996).

2.3.5.4. Sensibilidad de la función de salida de cobre del ecosistema

Sobre la base de las concentraciones de cobre en aguas superficiales medidas en distintas etapas del cauce y en diferentes ríos de Chile y a la precipitación promedio anual en el ecosistema se estimarán los rangos entre los cuales podría variar el flujo de salida de cobre del ecosistema.

2.3.6. Evaluación del impacto de distintas estrategias

El procedimiento que se usará para el análisis de sensibilidad y para probar el impacto de las estrategias será el mismo, cambiar el valor de un parámetro, correr el modelo, y comparar los resultados. La diferencia está en la naturaleza de los parámetros que se cambian, en el primer caso son parámetros no determinados por instituciones y en el segundo son parámetros resultantes de acciones del hombre.

En este caso, la función de entrada de cobre al ecosistema a partir del año 2000 será un análisis de estrategia, dado que ésta está determinada por los niveles de producción y sistemas de control de emisiones de la fuente.

En esta etapa se usará un tipo especial de modelo llamado “simulador de vuelo”. Este tipo de modelos se ha diseñado para aprender del comportamiento de los sistemas en forma interactiva y de esta forma mejorar la toma de decisiones. Los simuladores de vuelo permiten a gerentes y grupos de gerencia mejorar sus proyectos “aprendiendo de la acción” en cuanto ellos permiten “comprimir el tiempo y el espacio”. El tiempo se “comprime” en el sentido de que los impactos que podrían ocurrir en el futuro aparecen rápidamente en la simulación. Por su parte, el espacio se “comprime” cuando un equipo de gerentes de diferentes departamentos de una organización se reúnen para experimentar con el sistema completo (Senge, 1990).

2.4. Validación del modelo

En este estudio se validará el modelo con cuatro de las seis pruebas sugeridas por Ford (1999) para “construir confianza en el modelo”. Estas son: “face validity”, comportamiento histórico, comportamiento extremo y utilidad del modelo. Las otras dos pruebas, “verificación” y “revisión detallada”, no se realizarán en este estudio. Con respecto a la “verificación”, se entregan todos los antecedentes necesarios para que se verifiquen los resultados del modelo propuesto en esta tesis y la “revisión detallada” no se puede realizar dado que no se cuenta con otro modelo más detallado del ecosistema bosque esclerófilo.

Face validity

La prueba de “face validity” será realizada en forma implícita durante el desarrollo del modelo por consulta a expertos conocedores del ecosistema bosque esclerófilo.

Comportamiento histórico

El comportamiento histórico se realiza en cuanto el modelo deberá cumplir con los valores de concentraciones de cobre en los componentes vegetación, mantillo y suelo medidos experimentalmente en 1996 por Delgado. Esta prueba permitirá validar el modelo según la definición de validación de Jørgensen (1992).

Comportamiento extremo

Se realizará usando la opción de “simulación de vuelo” del software Stella, a través del cual se probarán diferentes estrategias de gestión.

Utilidad del modelo

Se busca que el modelo mejore el conocimiento del ciclo del cobre en el ecosistema de bosque esclerófilo y constituya una guía de los esfuerzos de investigación, permitiendo mejorar la gestión de la empresa, en cuanto se puedan lograr conocer y manejar las variables relevantes.

3. RESULTADOS

Descripciones de la conducta del ecosistema no existen en los antecedentes teóricos y experimentales respecto de los ecosistemas mediterráneos y del cobre. Los datos proporcionados por los estudios analizados solo proveen una base experimental para razonar sobre las conductas de los componentes.

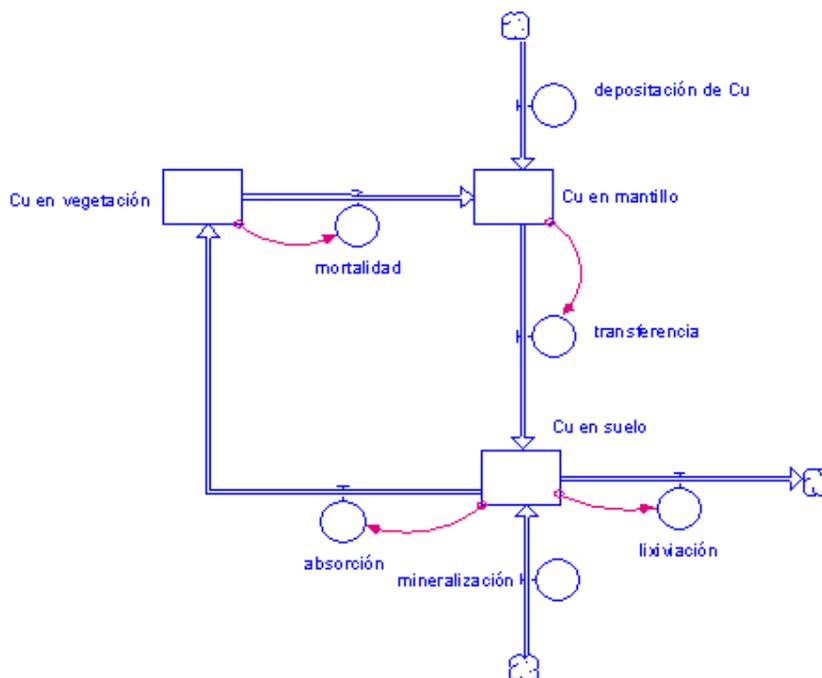
El proceso de toma de decisión se facilita si se cuenta con un sustento fuerte de datos experimentales, situación que no se puede proveer en este estudio. Por lo tanto, el modelo que aquí se desarrolla solo busca describir el comportamiento del sistema, su conducta, y no predecir valores de masa, ni concentraciones de cobre en los reservorios.

3.1. Desarrollo del modelo

3.1.1. Diagrama de reservorios y flujos

El diagrama de reservorios y flujos del ecosistema no perturbado se observa en la figura 9. Este representa a los tres reservorios de cobre: vegetación, mantillo y suelo, las transferencias o flujos de cobre entre estos y los flujos de entrada y salida de cobre del ecosistema.

Figura 9. Diagrama de reservorios y flujos



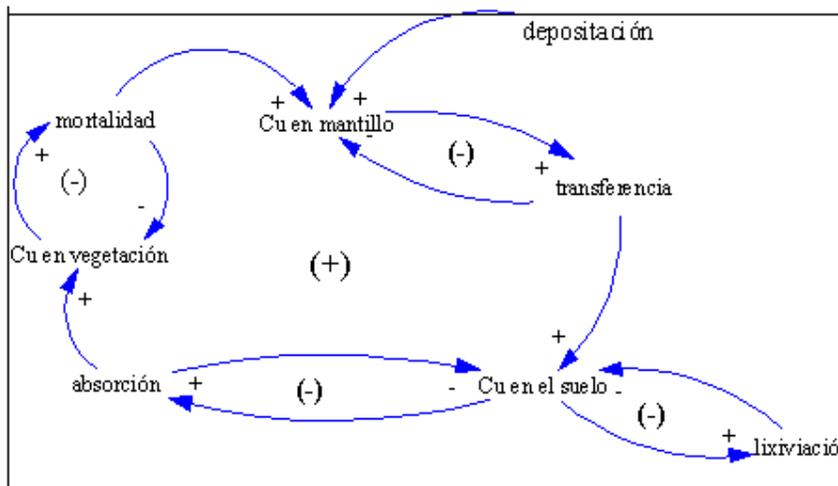
Los conectores (flechas simples) que salen del reservorio de Cu en el suelo indican que los flujos de cobre entre el suelo y la vegetación y la lixiviación son función del tamaño de dicho reservorio. Así mismo, el flujo de cobre entre el reservorio de Cu en la vegetación y el reservorio de cobre en el suelo es función del tamaño del primero de estos reservorios.

Los flujos de cobre que entran al ecosistema, depositación y mineralización, provienen de reservorios externos cuyos contenidos no se registran en esta simulación. El cobre sale del ecosistema a un sumidero externo cuyo contenido tampoco se registra en esta simulación, es decir, pasan a reservorios externos a este modelo.

3.1.2. Diagrama cerrado de causa-efecto

La figura 10 muestra el diagrama cerrado causa-efecto para el ecosistema de bosque esclerófilo.

Figura 10. Diagrama cerrado de causa-efecto



El diagrama cerrado de causa-efecto muestra los bucles de realimentación que operan en el ecosistema. Existen cuatro bucles de realimentación parcial en el sistema y un bucle de realimentación global. Cada bucle muestra una relación de causalidad, por ejemplo, el bucle superior derecho muestra la relación entre la cantidad de cobre en el mantillo y la transferencia, la flecha que va desde el cobre en el mantillo a la transferencia tiene signo positivo indicando que a medida que aumenta el cobre en el mantillo aumenta la transferencia de cobre. La flecha entre la transferencia y el cobre en el mantillo tiene un signo negativo indicando que a medida que aumenta la transferencia disminuye el cobre en el mantillo. La cadena cerrada de causa-efecto

tiene un signo negativo indicando una realimentación negativa entre los dos parámetros.

Se puede ver que, todos los bucles parciales del ecosistema tienen una realimentación negativa, similar a la descrita en el párrafo anterior. Esto es, a medida que aumenta el cobre en el suelo aumenta la lixiviación y al aumentar la lixiviación disminuye la cantidad de cobre en el suelo; a medida que aumenta la cantidad de cobre en el suelo aumenta la absorción de cobre por la vegetación y a medida que aumenta la absorción disminuye la cantidad de cobre en el suelo; y a medida que aumenta el cobre en la vegetación aumenta la mortalidad y a medida que aumenta la mortalidad disminuye el cobre en la vegetación.

Por otro lado, al aumentar la entrada de cobre al sistema, depositación, aumenta el cobre en el mantillo, aumenta la transferencia de cobre entre el mantillo y el suelo, aumenta el cobre en el suelo, aumenta la cantidad de cobre de salida y la absorción del cobre, aumenta el cobre en la vegetación, aumenta la mortalidad y con ello aumenta el cobre en el mantillo. Todo esto resulta en una realimentación positiva que en el tiempo provoca una amplificación del impacto de la perturbación, un aumento de cobre en todo el ecosistema.

3.1.3. Estimación de los parámetros

Usando la metodología descrita en el punto 2, se entregan aquí los valores de los parámetros estimados.

3.1.3.1. Estimación del tamaño de los reservorios

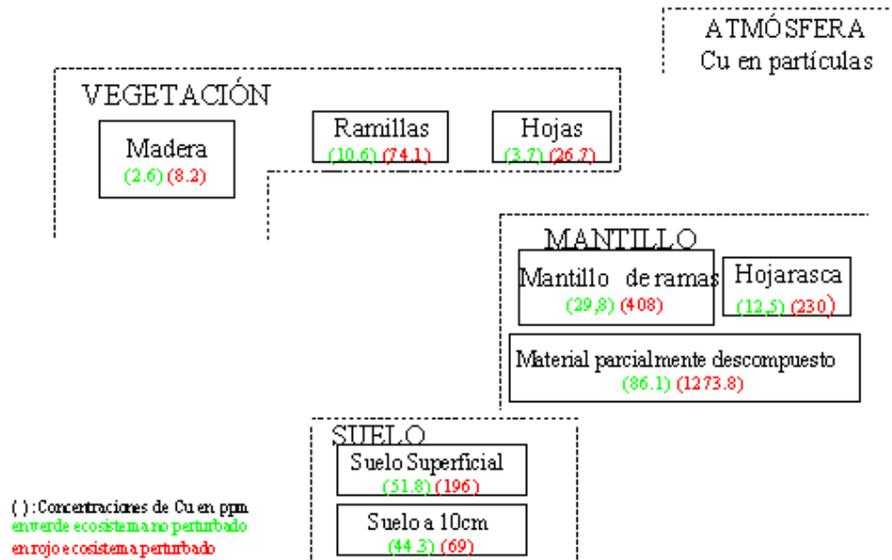
A continuación se estiman las concentraciones de cobre en los componentes del ecosistema: vegetación, mantillo y suelo; la biomasa de la vegetación y masas del mantillo y suelo; y los vectores de estructura de la biomasa de la vegetación y masas del mantillo y del suelo. Estas estimaciones permitirán calcular el tamaño de los reservorios del modelo.

Concentraciones de cobre

Específicamente, para el ecosistema bosque esclerófilo se cuenta con las medidas de concentraciones de cobre en la vegetación, mantillo y suelo tomadas con visión ecosistémica por Delgado (1996) en las localidades de Quintay (ecosistema no perturbado) y en Las Ventanas (ecosistema perturbado). No se dispone en este estudio ni en otro de mediciones de flujos de cobre entre los componentes de este tipo de ecosistemas.

La figura 11 muestra la información específica disponible base para la modelación, obsérvese que se carece de información respecto a los flujos entre los componentes.

Figura 11. Valores medidos de concentraciones de cobre en los reservorios del modelo de bosque esclerófilo. (Modificado de Serey *et. al.*, 1997)



Se sabe que el cobre se une fuertemente a la materia orgánica formando complejos que están determinados por la estructura molecular de los sitios activos y de las propiedades del cobre como elemento (Stevenson, 1994; Brady, 1990). Las condiciones de pH medidas experimentalmente por Delgado (1996) en los ecosistemas esclerófilos de Quintay oscilan entre 6,14 a 7,14 mientras que en la zona de Ventanas entre 4.45 y 6.85, es decir, hay una mayor variabilidad en el sistema perturbado. En esas condiciones de los sitios de estudio, los valores de las concentraciones de cobre son los indicados en el componente suelo de la figura 11.

En el Anexo 2, se entregan tablas de concentración de cobre en la vegetación, en el mantillo y en el suelo de diferentes ecosistemas perturbados y no perturbados de Chile y de otros países. Estos permiten ver que los valores obtenidos por Delgado (1996) están dentro de los rangos esperados, por lo que se determina usar estos valores.

Biomasa de la vegetación

La información experimental disponible de la masa de la vegetación en toneladas por hectárea para diferentes localidades y tipos de bosques en el mundo se encuentran en el Anexo 3, Tabla A.3.1. Se incluye también la distribución en madera, hojas y raíces

de la biomasa. En esta tabla se destacan los datos experimentales disponibles en Chile.

La tabla A.3.2. entrega datos experimentales sobre incremento anual de la biomasa sobre tierra y total, en toneladas por hectárea anual, para diferentes localidades y tipos de bosques en el mundo, con su correspondiente composición en madera, hojas, raíces y otros. Para el caso de Chile, se cuenta solo con datos experimentales de un bosque de ruil.

En estos antecedentes se puede observar que la biomasa de los bosques, a nivel mundial, se encuentra entre 50 y 500 toneladas por hectárea. Expertos en ecosistemas de bosques esclerófilos estiman que la biomasa de la vegetación del bosque en estudio se debe encontrar entre 100 y 300 toneladas por hectárea. Considerando que los bosques de encinos mediterráneos (*Quercus sp.*) tienen una biomasa similar a los bosques esclerófilos, los expertos recomiendan adoptar el límite inferior de 100t/há.

Masa del mantillo

Se dispone solo de datos experimentales de la masa del mantillo por estudios realizados en Chile, ver en Anexo 4 la tabla A.4.1. El estudio de Lienlaf, 1996 entrega valores de masa del mantillo como “tierra de hoja” objetivo específico de su estudio, por cuanto los valores experimentales no solo contienen la masa de la materia orgánica sino que también una parte de suelo mineral y no entrega caracterización de la estructura de dicha masa.

El estudio de Pedrasa (1989), sobre el bosque de ruil entrega masas del mantillo caracterizadas por los horizontes L (material fresco), F (fermentado) y H (humus). Esta caracterización no es coincidente con los subcomponentes del reservorio suelo del modelo del bosque esclerófilo. El estudio sobre el bosque de hualo, efectuado por Puente (1980), entrega la composición en función de las hojas, ramas, cortezas, equivalentes en cierta medida a los subcomponentes del modelo en desarrollo pero los datos obtenidos son poco representativos dado que se basan en 15 muestras de 0,1m².

Por lo tanto, se estima en 15 toneladas por hectárea la biomasa del mantillo sobre la base de considerar esta como un 40% del valor entregado por Lienlaf para un bosque de peumo-litre en la Reserva Nacional Río Clarillo.

Masa del suelo

La densidad aparente se define como el peso seco de una unidad de volumen del suelo y se la usa como un indicador de la porosidad, grado de aireación y capacidad de infiltración de este (Donoso, 1996). Los valores de la densidad aparente varían entre 1 y 1,6 g/cm³ en suelos arcillosos y limosos; 1,2 y 1,8 g/cm³ en suelos arenosos; 0,4 y 0,8 g/cm³ en suelos trumao y 0,6 a 1,9 g/cm³ en suelos forestales. Según la textura los valores de la densidad aparente en rocas y minerales son de 2,65 g/cm³; en arena 1,9 a 1,7 g/cm³; en texturas francas 1,3 a 1,0 g/cm³ y suelos ricos en humus entre 0,9 y 0,8 g/cm³. Los valores de la densidad aparente aumentan con la profundidad del suelo tomando valores de 0,2 g/cm³ en el horizonte A₀, menores que 1 g/cm³ en el horizonte A₁ y mayores que 1,5 g/cm³ en horizontes inferiores.

Sobre la base de estos antecedentes se estima una masa de 1,2 g/cm³ para el reservorio del suelo.

Vector de estructura de la biomasa de la vegetación

Las mediciones experimentales resumidas en la tabla A.3.1., no consideran una subdivisión en subcomponentes similar a la utilizada en el modelo de esta tesis.. Esto por razones de los objetivos específicos de cada estudio o por las dificultades experimentales que enfrentan los investigadores. En todo caso, se puede observar que entre el 73% y el 98% de la biomasa es madera, entre el 1 y 15% de la biomasa son hojas y las raíces varían entre el 10 y 21%, para cualquier tipo de bosque.

Dada la naturaleza del ecosistema de bosque esclerófilo se ha estimado el siguiente vector de biomasa: 92% de madera; 5% de ramillas y 3% de hojas.

Vector de estructura de la masa del mantillo

Los datos experimentales de los estudios hechos en Chile no entregan información sobre la composición del mantillo. Una estimación general a nivel mundial la entrega Bray y Gorham (1964), en la cual las hojas componen entre el 60 y 76%, las ramillas y ramas entre el 12 y 15%, las cortezas entre el 1 y 14% y los frutos entre el 1 y 17% de la masa del mantillo (Lienlaf, 1996).

Dadas las características del ecosistema de bosque esclerófilo en estudio se estima el siguiente vector de estructura de la masa del mantillo: 70% mantillo de hojas u hojarasca, 15% mantillo de ramas y 15% de material parcialmente descompuesto.

Vector de estructura de la masa del suelo

La zona de estudio está alterada y el perfil de suelo no supera los 50 cm de profundidad. Los contenidos de cobre se pueden suponer ya sea en los 20 cm superiores o bien en un perfil mayor. Se optará por considerar los 20 cm superiores con la menor masa de cobre que ello implica, esta parte es la que experimentalmente muestra los mayores valores de concentración de cobre (Delgado, 1996 y Serey *et al.* 1997).

La carencia de datos experimentales sobre el suelo lleva a efectuar una estimación gruesa sobre la composición de la masa del suelo en 50% de suelo superficial y 50% de suelo a 10cm.

Resumen

La tabla 4 resume los resultados de las estimaciones de los tamaños de los reservorios.

Tabla 4. Parámetros estimados. Tamaño de reservorios del ecosistema.

Componente	Subcomponente	Parámetro	Valor estimado sistema no perturbado	Valor estimado sistema perturbado
Vegetación		Biomasa (t/há)	100 t/há	100 t/há
	Madera	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de vegetación) Masa de Cu(t/há)	2,6 ppm 92% 239 g de Cu/há	8,2 ppm 92% 754 g de Cu/há
	Ramillas	Concentración (ppm) Estructura (% de biomasa de vegetación) Masa de Cu(t/há)	10,6 ppm 5% 53 g de Cu/há	74,1 ppm 5% 371 g de Cu/há
	Hojas	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de vegetación) Masa de Cu(t/há)	3,7 ppm 3% 11 g de Cu/há	26,7 ppm 3% 80 g de Cu/há
		Total Masa de Cu vegetación (t/há)	303 g de Cu/há	1.205 g de Cu/há
Mantillo		Masa (t/há)	15 t/há	15 t/há
	Mantillo de ramas	Concentración (ppm). Estructura (% de biomasa de mantillo) Masa de Cu(t/há)	29,8 ppm 15% 67 g de Cu/há	408 ppm 15% 918 g de Cu/há
	Hojarasca	Concentración (ppm). Estructura (% de	12,5 ppm 70%	230 ppm 70%

		biomasa de mantillo Masa de Cu(t/há)	131 g de Cu/há	2.415 g de Cu/há
	MPD (1)	Concentración (ppm). Estructura (% de masa de mantillo) Masa de Cu(t/há)	86,1 ppm 15% 194 g de Cu/há	1273,8 ppm 15% 2.866 g de Cu/há
		Total masa de Cu mantillo (t/há)	392 g de Cu/há	6.199 g de Cu/há
Suelo		Masa (t/há)	2400 t/há	2.400 t/há
	Suelo Superficial	Concentración (ppm). Estructura (% de masa de suelo) Masa de Cu(t/há)	51,8 ppm 50% 62.160 g de Cu/há	196 ppm 50% 235.200 g de Cu/há
	Suelo a 10cm	Concentración (ppm). Estructura (% de masa de suelo) Masa de Cu(t/há)	44,3 ppm 50% 53.160 g d Cu/há	69 ppm 50% 82.800 g de Cu/há
		Total masa de Cu suelo (t/há)	115.320 g de Cu/há	318.000 g e Cu/há

(1): Material Parcialmente Descompuesto (MPD).

Ver valores resumidos de los parámetros del sistema no perturbado y perturbado en las figuras 12 y 13, respectivamente.

Figura 12. Tamaño de los reservorios del ecosistema no perturbado incluidos en la simulación.

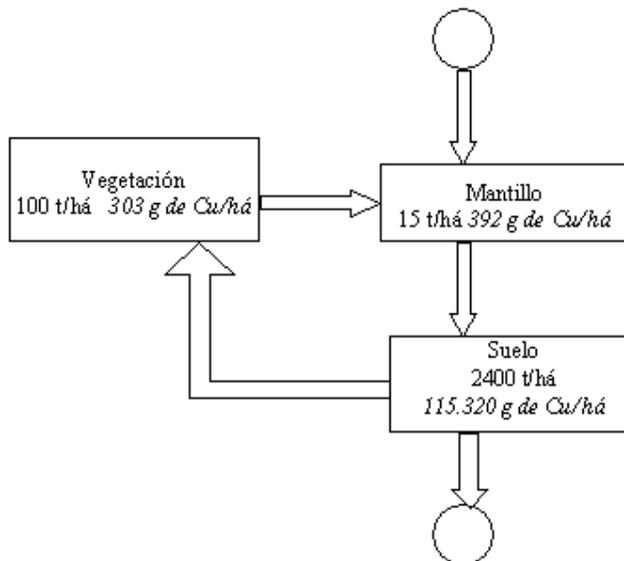
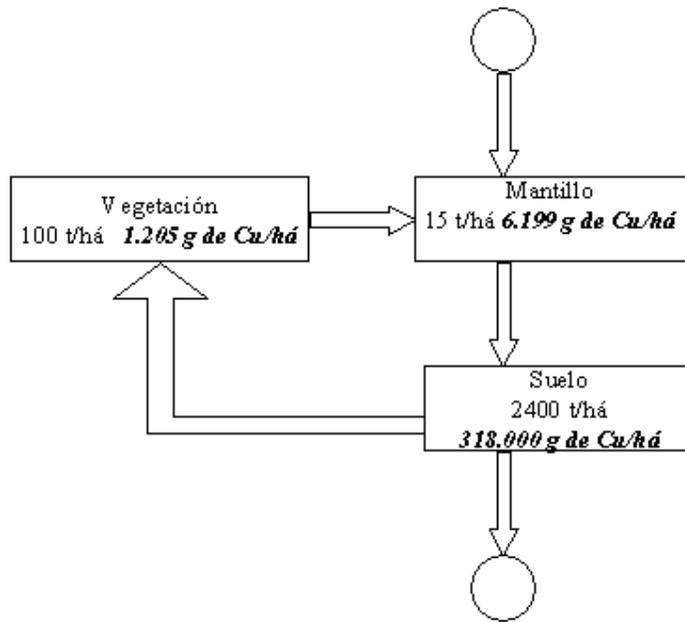


Figura 13. Tamaño de los reservorios del ecosistema perturbado incluidos en la simulación.



3.1.3.2. Estimaciones de transferencia de cobre entre los componentes del ecosistema en estado estacionario, sistema no perturbado y sistema perturbado

Se estiman a continuación las transferencias de cobre entre la vegetación y el mantillo, entre el suelo y la vegetación y la salida del cobre del ecosistema a través de datos experimentales. La simulación en estado estacionario nos permitirá estimar la transferencia de cobre entre el mantillo y el suelo y la entrada de cobre al ecosistema.

Valores experimentales

Transferencia de cobre entre los componentes vegetación y mantillo (mortalidad)

Los datos disponibles a nivel mundial para variados tipos de bosques indican que la biomasa que cae anualmente sobre el mantillo tiene valores máximos de 15 toneladas por hectárea por año en un bosque tropical de latitud 1°N y un mínimo de 1 tonelada por hectárea al año en un bosque ártico alpino.

Los estudios efectuados en Chile (Lienlaf, 1996, Pedrasa, 1989 y Puente, 1980) indican que la biomasa que cae anualmente al mantillo varía entre 1 y 3 toneladas por hectárea por año y su composición es en un 62% a 80% hojas, 6% a 10% ramas, 0,5% a 3% corteza, como se puede observar en la tabla A.3.2. del Anexo 3.

Dada la naturaleza del bosque esclerófilo y los antecedentes experimentales disponibles se estima la biomasa que se deposita anualmente sobre el mantillo en 1 tonelada por hectárea por año y el vector de composición de la masa vegetal que cae al mantillo en 80% de hojas, 10% de ramillas y 10% de madera.

Considerando un flujo de masa vegetal al mantillo de 1 tonelada por hectárea por año, el anterior vector de composición y los valores de concentración de cobre experimentales se obtiene un flujo de 4 g de cobre por hectárea desde la vegetación al mantillo en el sistema no perturbado y de 29 g de cobre por hectárea para el sistema perturbado, ver figuras 14 y 15 respectivamente.

Para la modelación se aproximan los valores obtenidos a un flujo de cobre desde la vegetación al mantillo de 6 g de Cu/há/año, para el sistema no perturbado, y de 30 g de Cu/há/año, para el sistema perturbado, en estado estacionario. Además se estima que la vegetación alcanzará como máximo el doble de las concentraciones de cobre medidas en Ventanas y luego morirá, esto significa en la modelación una masa máxima de cobre en la vegetación de 2.400 g de Cu/há/año y una transferencia de cobre máxima entre vegetación y mantillo de 60 g de Cu/há/año.

Figura 14. Flujo de cobre desde la vegetación al mantillo, sistema no perturbado.

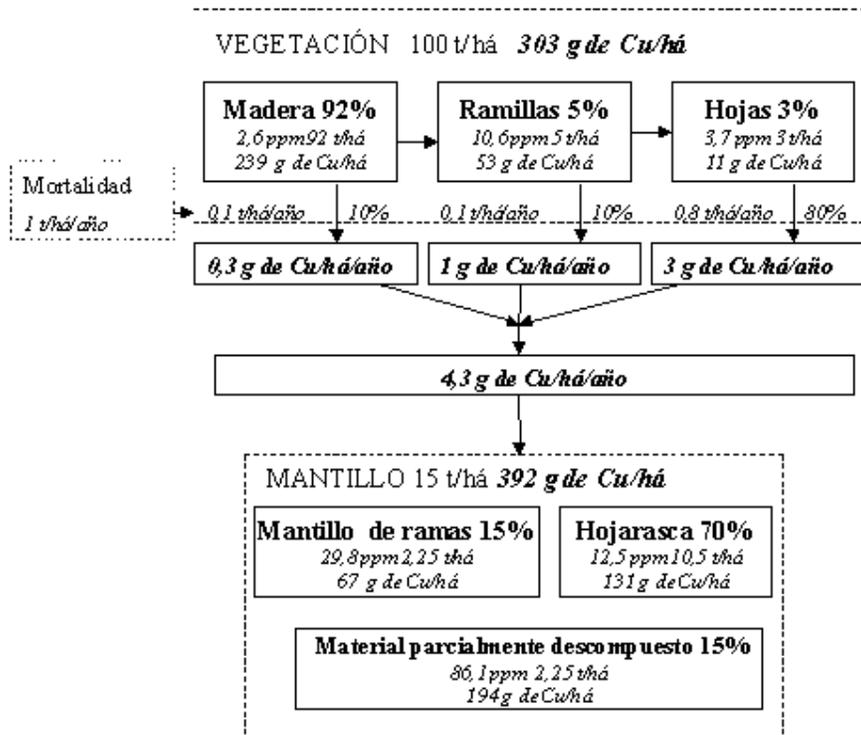
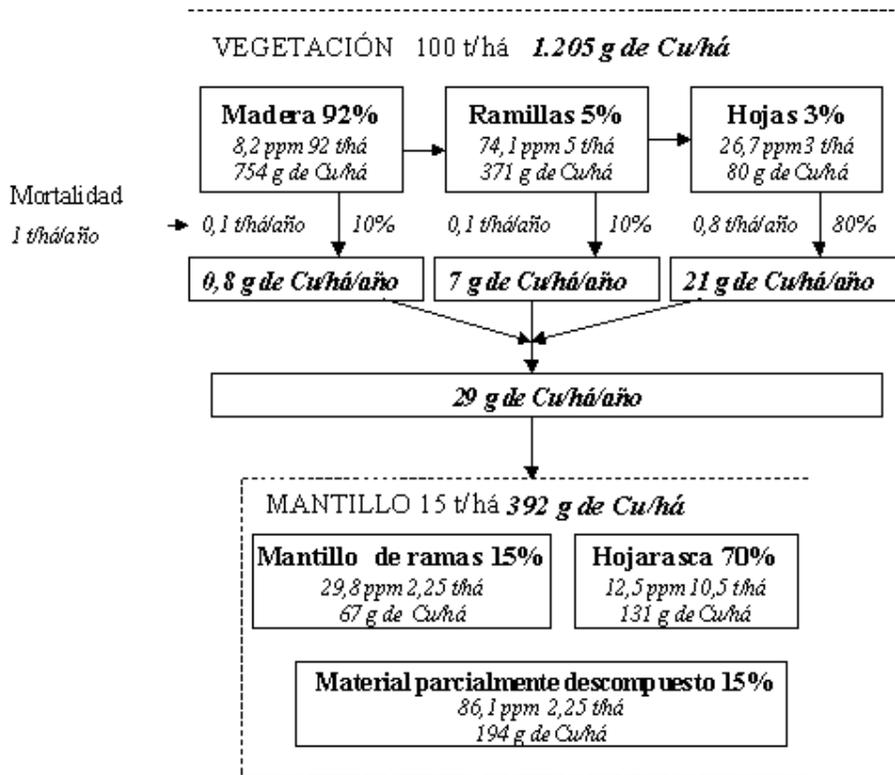


Figura 15. Flujo de cobre desde la vegetación al mantillo, sistema perturbado.



Flujo de cobre entre los componentes suelo y vegetación (absorción)

No existen estimaciones de absorción de cobre a nivel ecosistémico para el componente vegetación. Solamente se dispone de tasas de crecimiento de la vegetación, para algunos bosques de Chile Central (Lienlaf, 1996), es decir, del incremento en biomasa, no de masa de cobre.

Dadas las condiciones generales anteriormente expuestas, se puede estimar la absorción de cobre por parte de la vegetación. Cuando la vegetación se encuentra en condición estado estacionaria para la biomasa, significa que existe un crecimiento anual de biomasa que es igual a la cantidad de masa que se pierde al año, por procesos de mortalidad de individuos, o pérdida de partes de las plantas que constituyen la vegetación. Así, se puede estimar la cantidad de cobre que entra hacia la vegetación y la cantidad que sale desde ella iguales.

Flujo de cobre desde el suelo hacia fuera del ecosistema (lixiviación)

La suma de las entradas de cobre, depositación natural y mineralización, debe ser equivalente a la salida de cobre, lixiviación, en el ecosistema de bosque esclerófilo no perturbado (Quintay), para que este se encuentre en estado estacionario. Se supondrá que esta relación de equilibrio se mantiene en el ecosistema perturbado.

Valores por simulación

Es necesario estimar la transferencia de cobre entre el mantillo y el suelo por simulación, dada la falta de información experimental.

Flujo de cobre entre el mantillo y el suelo (transferencia)

Los parámetros usados en la simulación corresponden a los del sistema no perturbado, estado estacionario: tamaños de los reservorios vegetación 303 g de Cu/há; mantillo 392 g de Cu/há y suelo 115.320 g de Cu/há; La mortalidad y la absorción se estima en 6 g de Cu/há/año, lo que representa una mortalidad de 1,98% de la masa de cobre de la vegetación y una absorción de 0,0005% de la masa de cobre del suelo. La tasa de salida, estimada en 60 g de Cu/há/año corresponde a un 0,05% de la masa de cobre en el suelo. Suponemos que los procesos de mineralización (58 g de Cu/há/año) y depositación natural (2 g de Cu/há/año) equilibran el proceso de lixiviación (60 g de Cu/há/año). En estas condiciones el sistema alcanza un estado estacionario, masas de cobre y flujos constantes, si la tasa de transferencia entre mantillo y suelo es de un 2% de la masa de cobre del mantillo (8 g de Cu/há/año). Los tamaños de los reservorios en un horizonte de 500 años se muestran en la figura 17.

Figura 16. Parámetros de simulación en estado estacionario, sistema no perturbado.

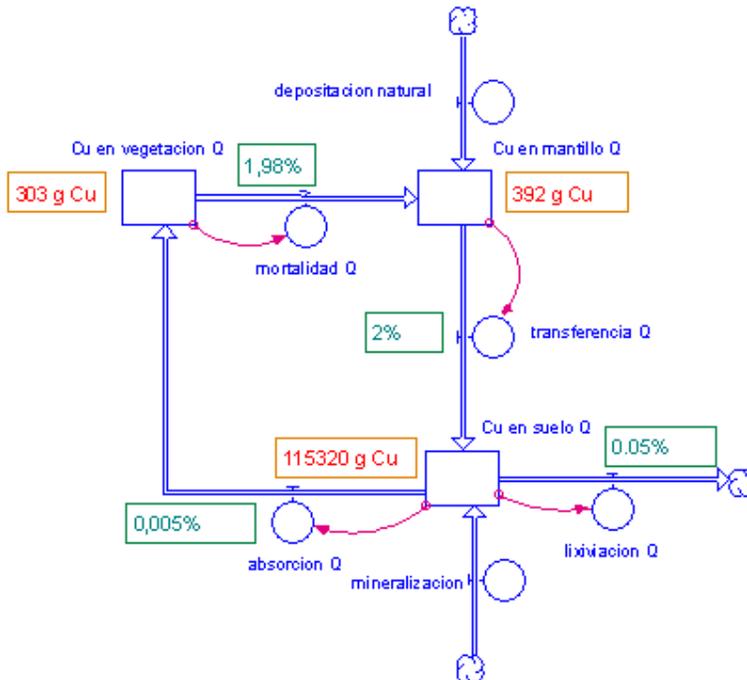
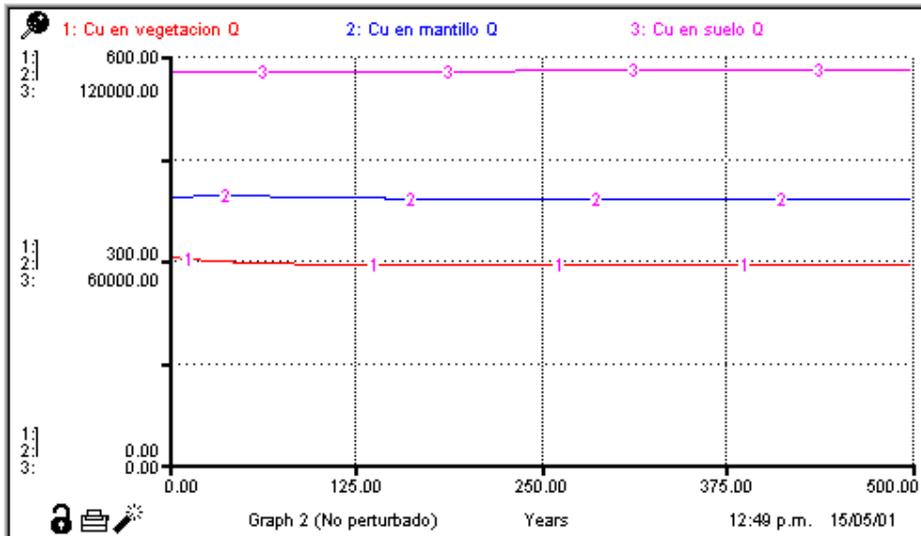


Figura 17. Tamaño de reservorios en estado estacionario, sistema no perturbado.



Valores por intuición y opinión de expertos

Primer umbral de absorción, $\rho_{S1,Cu}$ cantidad de cobre en el suelo que hace que la vegetación empiece a absorber más de estado estacionario, el segundo umbral de absorción, $\rho_{S2,Cu}$ corresponde a la cantidad de cobre que hace que la vegetación comience el proceso de tolerancia, y $\rho_{S3,Cu}$ es la cantidad de cobre en el suelo que provoca la muerte de la vegetación.

Primer umbral de mortalidad, $\rho_{V1,Cu}$ cantidad de cobre que hace que empiece a morir una biomasa mayor a la de estado estacionario y segundo umbral de mortalidad, $\rho_{V2,Cu}$ cantidad de cobre que hace que se transfiera todo, muerte.

Primer umbral de transferencia, $\rho_{M1,Cu}$ cantidad de cobre que hace que empiece a transferir más de lo transferido en estado estacionario y segundo umbral de transferencia, $\rho_{M2,Cu}$ cantidad de cobre que hace que mantillo se sature.

Los valores estimados para estos parámetros se resumen en la tabla 5.

Resumen

Se incluyen en la tabla 5 los parámetros estimados desde datos experimentales, desde la simulación y a través de análisis de la información del modelo y opinión de expertos.

Tabla 5. Transferencias estimadas. Parámetros de funciones de transferencia.

	Parámetros	Valor estimado	Observaciones
Flujo de cobre desde el suelo a la vegetación (g de Cu/há/año)	f1 (g de Cu/há/año) absorción de Cu en estado estacionario	6 g de Cu/há/año	0,010% a 0,005% de 60.000 a 120.000 g de Cu/há en el suelo
	f2 (g de Cu/há/año) máxima absorción de Cu	60 g de Cu/há/año	0,033% a 0,017% de 180.000 a 360.000 g de Cu/há en el suelo
	$\rho_{S1,Cu}$ cantidad de cobre en el suelo que hace que la vegetación empiece a absorber más de StSt	120.000 g de Cu/há	55 ppm en suelo superficial y 45 ppm en suelo a 10 cm
	$\rho_{S2,Cu}$ cantidad de cobre que hace que la vegetación comience a tolerar.	180.000 g de Cu/há	100 ppm en suelo superficial y 50 ppm en suelo a 10cm
	$\rho_{S3,Cu}$ cantidad de cobre que hace que la vegetación se muera	420.000 g de Cu/há	270 ppm en suelo superficial y 80 ppm en suelo a 10 cm
Flujo de cobre desde la vegetación al mantillo (g de Cu/há/año)	g1 (g de Cu/há/año) transferencia de Cu en estado estacionario	8 g de Cu/há/año	2% de 400 g de Cu/há en la vegetación
	g2 (g de Cu/há/año) máxima transferencia de Cu antes que vegetación muera	50g de Cu/há/año	2,5% de 2.000 g de Cu/há en la vegetación
	g3 (g de Cu/há/año) máxima transferencia de Cu	100% de la cantidad de cobre en la vegetación	Se transfiere toda la masa de cobre con la vegetación al mantillo, desaparece el ecosistema bosque esclerófilo
	$\rho_{V1,Cu}$ cantidad de cobre que hace que empiece a morir más de lo que muere en estado estacionario	800 g de Cu/há	Concentración en subcomponentes: Madera 8,2ppm, ramillas 74ppm, hojas 26ppm.
	$\rho_{V2,Cu}$ cantidad de cobre que hace	2.400 g de Cu/há	Concentración en subcomponentes:

	que se transfiera todo, muerte		Madera 15ppm, ramillas 168ppm, hojas 60 ppm.
Flujo de cobre desde el mantillo al suelo (g de Cu/há/año)	h1 (g de Cu/há/año) transferencia de Cu en estado estacionario	20 g de Cu/há/año	2% a 1% de 1.000 a 2.000 g de Cu/há en el mantillo
	h2 (g de Cu/há/año) máxima transferencia de Cu	100% de la cantidad de cobre en el mantillo Saturación del mantillo	Se transfiere toda la masa de cobre desde el mantillo al suelo.
	$\rho_{M1,Cu}$ cantidad de cobre que hace que empiece a transferir más de StSt	5.000 g de Cu/há	Concentración en subcomponentes: mantillo de ramas 338 ppm, hojarasca 181 ppm, MPD 1.040 ppm.
	$\rho_{M2,Cu}$ cantidad de cobre que hace que mantillo se sature	6.000 g de Cu/há	Concentración en subcomponentes: mantillo de ramas 402ppm, hojarasca 218ppm, MPD 1.248ppm.

3.1.3.3. Estimación de entrada y salida del cobre al ecosistema.

Función de entrada de cobre al ecosistema antes del 2000

Suponiendo, como se señaló anteriormente, que en Ventanas, antes de comenzar la perturbación, existían los mismos niveles de concentración de cobre que en Quintay, se acumularon durante 30 años (1967 a 1996) un total aproximado de 200.000 g de Cu/há. Esto corresponde a la diferencia de masas de cobre en el suelo entre el sistema no perturbado (115.320 g de Cu/há) y el sistema perturbado (318.000 g de Cu/há), lo que da una acumulación promedio anual de cobre de 6.700 g de Cu/há/año. Sin embargo, la depositación promedio anual necesariamente fue mayor debido a que el sistema ha tenido una salida, que se estima a continuación.

Las cantidades de cobre en el polvo sedimentable medido en el año 1998 en Copiapó, en las cercanías de la Fundición de Paipote fluctúan entre un valor mínimo de 0,068 mg/m²/día (248 g de Cu/há/año) y un máximo de 0,127 mg/m²/día (464 g de Cu/há/año). En Chañaral se han registrado valores entre 0,034 mg/m²/día (124 g de Cu/há/año) y 1,87 mg/m²/día (6.826 g de Cu/há/año).

Sobre la base de los dos antecedentes antes presentados se considera que la depositación máxima estimada en el modelo varía entre 7.000 y 9.000 g de Cu/há/año.

Función de salida de cobre del ecosistema

Para el cobre la única forma de salir desde el ecosistema, es por lixiviación, disuelto en agua. Para aproximarse a un valor, consideremos las precipitaciones, que en el área de estudio se estiman en un valor medio de 300mm anuales, es decir, 300 L/m² por año o 0,3 L/há por año. Si toda el agua percolara hasta la napa freática, y saliera con una concentración de cobre conocida, tenemos un valor aproximado de cuánto cobre se pierde por éste proceso. Sin embargo, los valores experimentales de concentraciones de cobre en agua que se resumen en el Anexo 5, tabla A.5.1 muestran variaciones desde 0,02 mg/L en las aguas del río Maipo a valores entre 20 y 0,2 mg/L en las aguas del río Mapocho dependiendo del lugar donde se tomaron las muestras.

Supondremos que las concentraciones de la función de salida de cobre en el bosque esclerófilo se encuentran entre 0,02 mg/L (60 g/há/año) y 0,2 mg/L (600 g/há/año).

Resumen

Se incluyen en la tabla 6 los parámetros estimados para las funciones de entrada y salida del cobre al y del ecosistema desde datos experimentales, desde la simulación y a través de análisis de la información del modelo y opinión de expertos.

Tabla 6. Estimación de parámetros de funciones de entrada y salida de cobre al ecosistema

	Parámetros	Valor estimado	Observaciones
Flujo de entrada antes del año 2000	Dmáx máximo nivel de depositación de Cu sobre el ecosistema	7.000 a 9.000 g de Cu/há/año	
Flujo de salida del ecosistema	I1 (g de Cu/há/año) salida de Cu del sistema en estado estacionario	60 g de Cu/há/año	0,06% de la cantidad de cobre en el suelo del ecosistema no perturbado
	I2 (g de Cu/há/año) máxima salida de Cu del ecosistema	600 g de Cu/há/año	0,2% de la cantidad de cobre en el suelo del ecosistema perturbado
	$\rho_{S4,Cu}$ cantidad de cobre en suelo que eleva flujo de salida de Cu sobre el nivel	200.000 g de Cu/há/año	Concentración en subcomponentes: suelo superficial 120ppm, suelo a

	de estado estacionario		10cm 52ppm.
	$\rho_{SS,Cu}$ cantidad de cobre en suelo que produce máxima concentración en flujo de salida.	300.000 g de Cu/há/año	Concentración en subcomponentes: suelo superficial 196ppm, suelo a 10cm 69ppm.

3.2. Modelo de conducta del ecosistema bosque esclerófilo

El modelo del ecosistema bosque esclerófilo (figura 18) contiene tres reservorios de cobre: vegetación, mantillo y suelo. Los flujos de cobre entre los reservorios y el flujo de salida no son niveles constantes sino funciones del tamaño de los reservorios y de las propiedades de los componentes vegetación, mantillo y suelo. Estas funciones están incorporadas al modelo, sus descripciones detalladas se observan en el listado de ecuaciones, Anexo 6, y sus tablas y gráficos se incluyen en el Anexo 7.

El modelo considera dos *convertidores*, uno que describe la función de entrada de cobre al ecosistema, depositación, y el otro que incorpora al modelo como parámetro el tamaño al cual el reservorio mantillo se satura, iniciando el flujo de cobre directo al reservorio suelo.

Los conectores, flechas simples, indican el flujo de información en el modelo. Así, la flecha que une el reservorio suelo con el círculo medio del flujo entre el suelo y la vegetación entrega la información instantánea del tamaño el reservorio suelo y permite al sistema calcular la cantidad de cobre que absorbe la vegetación en cada instante de tiempo. Por su parte, las flechas que unen el convertidor de la depositación de cobre y los círculos medios de los flujos de entrada al mantillo y al suelo, entregan la información necesaria para que el sistema represente el proceso de saturación del mantillo.

Para la modelación se ha supuesto que los tamaños iniciales de los reservorios, en 1967, fueron iguales a los del sistema no perturbado de Quintay, medidos en 1996. Los tamaños de los reservorios que resultan de la simulación para 1996 están en el rango de las mediciones hechas por Delgado (1996) en Ventanas. Por lo tanto, el modelo reproduce los tamaños de los reservorios en esos dos instantes de tiempo considerando los parámetros estimados en el punto anterior.

Figura 18. Diagrama de reservorios y flujos del ecosistema bosque esclerófilo.

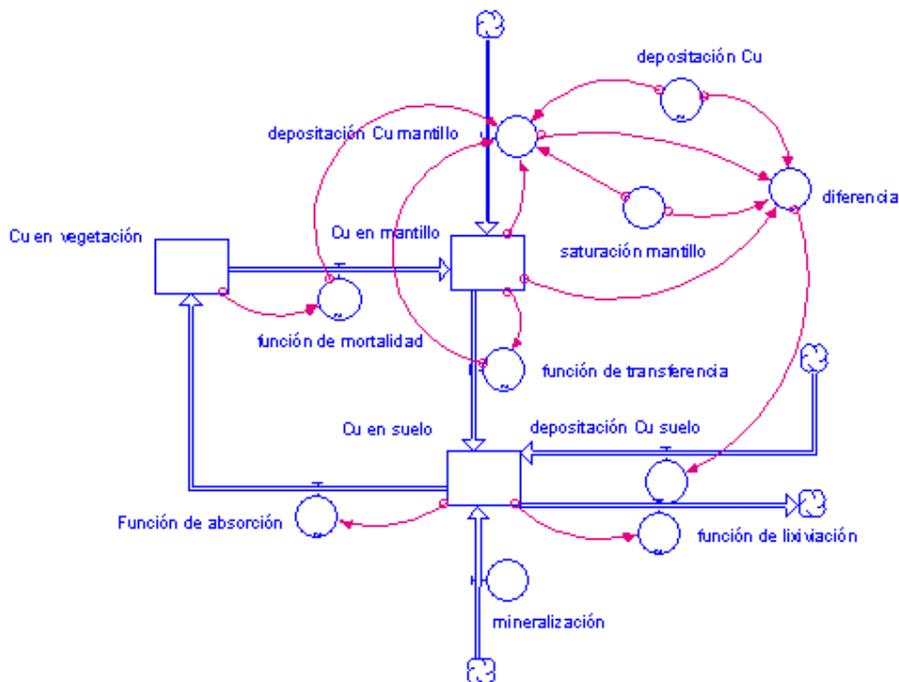
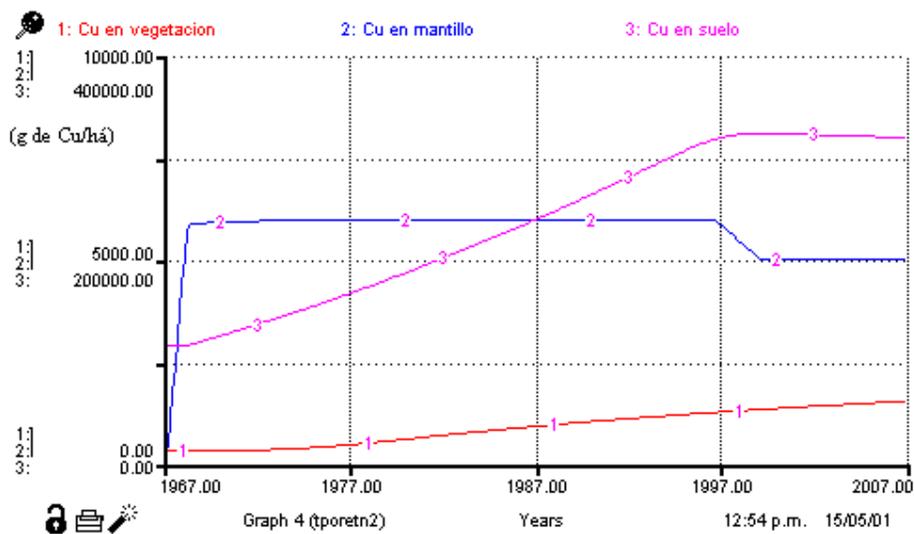


Figura 19. Variación en el tamaño de los reservorios del ecosistema bosque esclerófilo con funciones.



3.3. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad se realiza al ejecutar el modelo varias veces variando el valor de los parámetros. El objetivo es saber si el patrón básico de resultados es “sensible” a cambios en los valores de los parámetros inciertos (Ford, 1999).

En el caso de los tamaños de los reservorios del modelo, los tres pueden tener variaciones de distinta magnitud por su naturaleza diferente y por problemas de

estimación o ausencia mediciones. Los tamaños de los reservorios también dependen de las concentraciones que ellos presentan, las cuales tienen también una variabilidad. Esta se debe a la propia variabilidad de la naturaleza de los componentes y subcomponentes y no a errores de medición.

Los flujos entre los componentes se estimaron desde mediciones experimentales, de simulaciones en estado estacionario, intuición y opinión de expertos y su sensibilización se hará respecto de sus magnitudes y umbrales.

3.3.1. Sensibilidad de tamaños de reservorios en función de las masas

Vegetación

El componente vegetación es el que presenta mayor incerteza respecto a su biomasa total. Los valores estimados están entre 80 y 200 t/há lo que significa tamaños de reservorios entre 243 y 607 g de Cu/há, ver detalle de cálculo en tabla 7. Estos valores se consideran posibles para la vegetación y no existen mediciones experimentales para ellos, ver Anexo 3.

Tabla 7. Valores de sensibilización de tamaño de reservorio vegetación.

Vegetación				Menos 20%				Más 100%		
Biomasa (t/há)	100			80			200			
	Madera	Ramillas	Hojas	Madera	Ramillas	Hojas	Madera	Ramillas	Hojas	
Vector de estructura (%)	92%	5%	3%	92%	5%	3%	92%	5%	3%	
Concentraciones (ppm)	2,6	10,6	3,7	2,6	10,6	3,7	2,6	10,6	3,7	
Masa subcomponentes (g de Cu/há)	239	53	11	191	42	9	478	106	22	
Masa componente (g de Cu/há)	303			243			607			

Los resultados de las simulaciones muestran que el tamaño del reservorio vegetación, en los rangos sensibilizados de biomasa total, no cambia la conducta del ecosistema, ver figuras 20 y 21.

Figura 20. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para biomasa total de 80 t/há (tamaño de reservorio vegetación de 243 g de Cu/há)

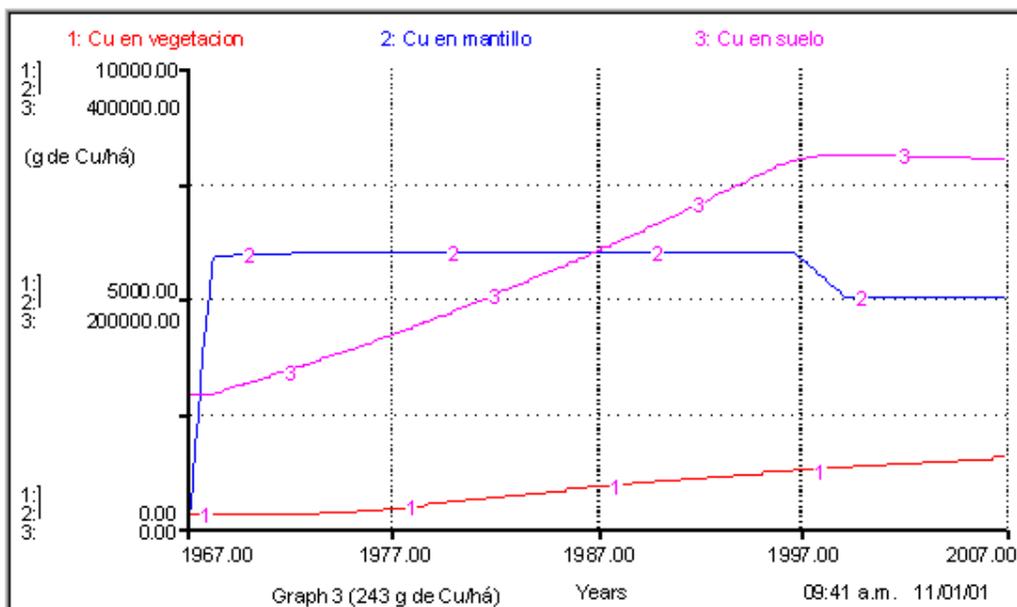
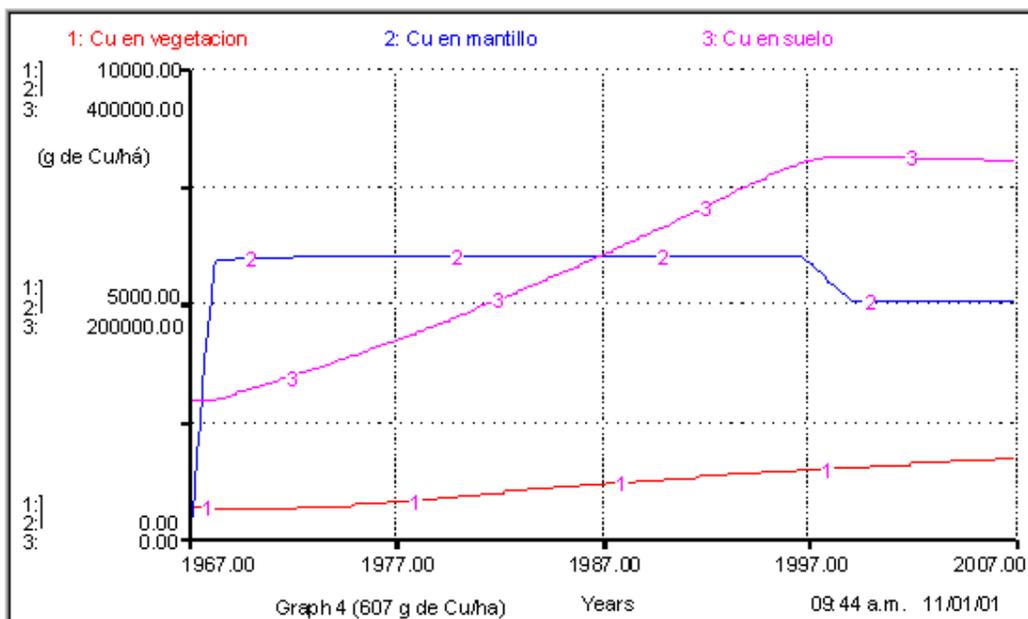


Figura 21. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para biomasa total de 200 t/há (tamaño de reservorio vegetación de 607 g de Cu/há)



Mantillo

Para el mantillo se consideran valores de masa total entre 12 y 18 t/há lo que significa tamaños de reservorios entre 428 y 642 g de Cu/há, ver detalle de cálculo en tabla 8.

Estos valores se consideran posibles para el mantillo y no existen mediciones experimentales para ellos, ver Anexo 4.

Tabla 8. Valores de sensibilización de tamaño de reservorio mantillo

Mantillo	Menos 20%						Más 20%		
	Mantillo de ramas	Hojarasca	MPD	Mantillo de ramas	Hojarasca	MPD	Mantillo de ramas	Hojarasca	MPD
Masa (t/há)	15			12			18		
Vector de estructura (%)	15%	70%	15%	15%	70%	15%	15%	70%	15%
Concentraciones (ppm)	29,8	12,5	86,1	29,8	12,5	86,1	29,8	12,5	86,1
Masa subcomponentes (g de Cu/há)	67	131	194	54	105	155	80	158	232
Masa componente (g de Cu/há)	392			314			470		

MPD: Material Parcialmente Descompuesto.

Los resultados de las simulaciones muestran que el tamaño del reservorio mantillo, en los rangos sensibilizados de masa del mantillo, no cambia la conducta del sistema, ver figuras 22 y 23.

Figura 22. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para masa total del mantillo de 12 t/há (tamaño de reservorio mantillo de 314 g de Cu/há)

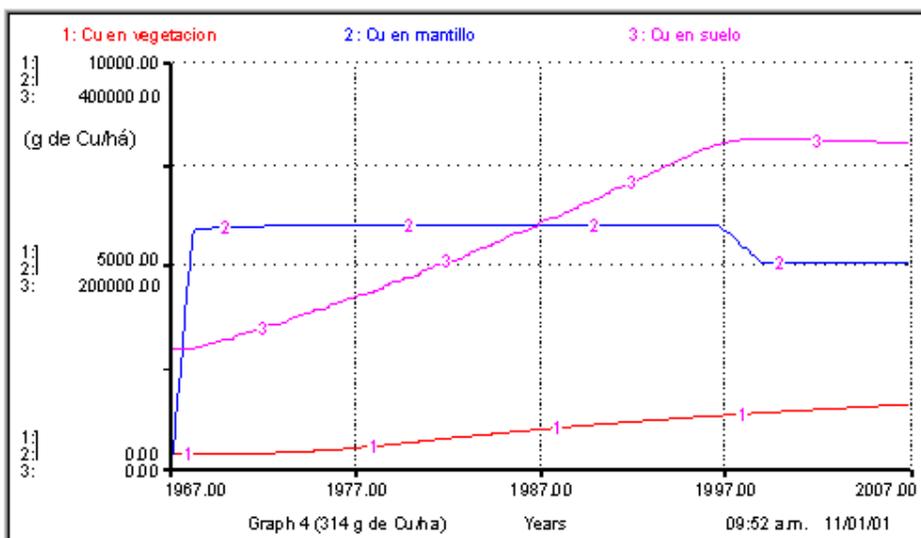
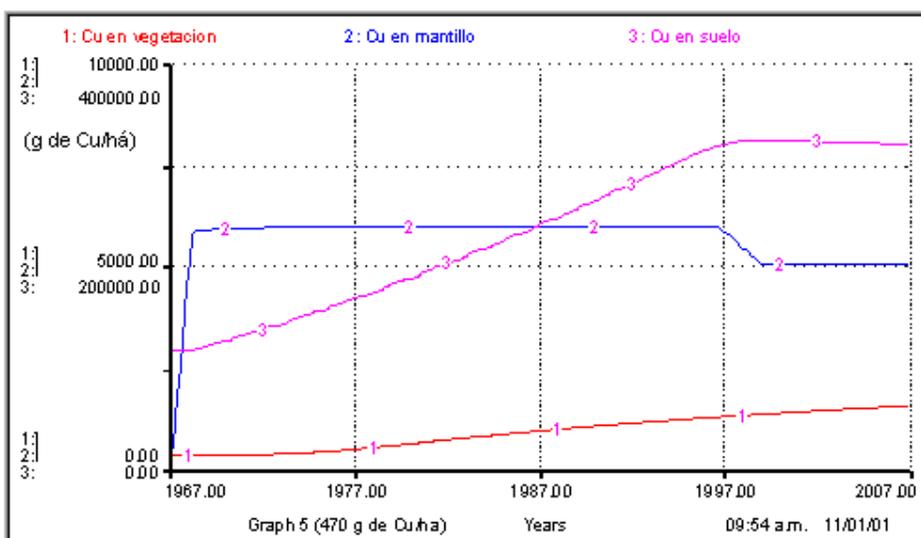


Figura 23. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para masa total del mantillo de 18 t/há (tamaño de reservorio mantillo de 470 g de Cu/há)



Suelo

Para la sensibilización del tamaño del reservorio suelo se considera valores de masa total entre 1.920 y 2.880 t/há lo que significa tamaños de reservorios entre 92.256 y 138.384 g de Cu/há, ver detalle de cálculo en tabla 9. Estos valores se consideran posibles para el suelo y no existen mediciones experimentales de ellos.

Tabla 9. Valores de sensibilización de tamaño de reservorio suelo por variación en estimación de masa del suelo.

Suelo			Menos		Más 20%
-------	--	--	-------	--	---------

			20%			
Masa (t/há)	2.400		1.920		2.880	
	Suelo Superficial	Suelo a 10cm	Suelo Superficial	Suelo a 10cm	Suelo Superficial	Suelo a 10cm
Vector de estructura (%)	50%	50%	50%	50%	50%	50%
Concentraciones (ppm)	51,8	44,3	51,8	44,3	51,8	44,3
Masa subcomponentes (g de Cu/há)	62.160	53.160	49.728	42.528	74.592	63.792
Masa componente (g de Cu/há)	115.320		92.256		138.384	

Los resultados de las simulaciones muestran que el tamaño del reservorio suelo, en los rangos sensibilizados de masa del suelo, no cambia la conducta del sistema, ver figuras 24 y 25.

Figura 24. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para masa total del suelo de 1.920 t/há (tamaño de reservorio suelo de 92.256 g de Cu/há)

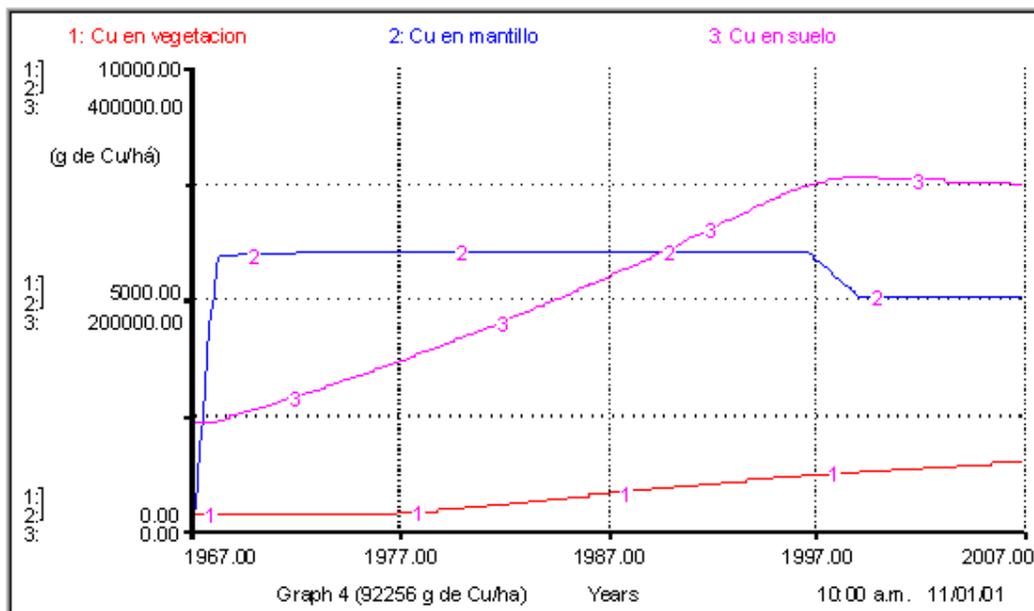
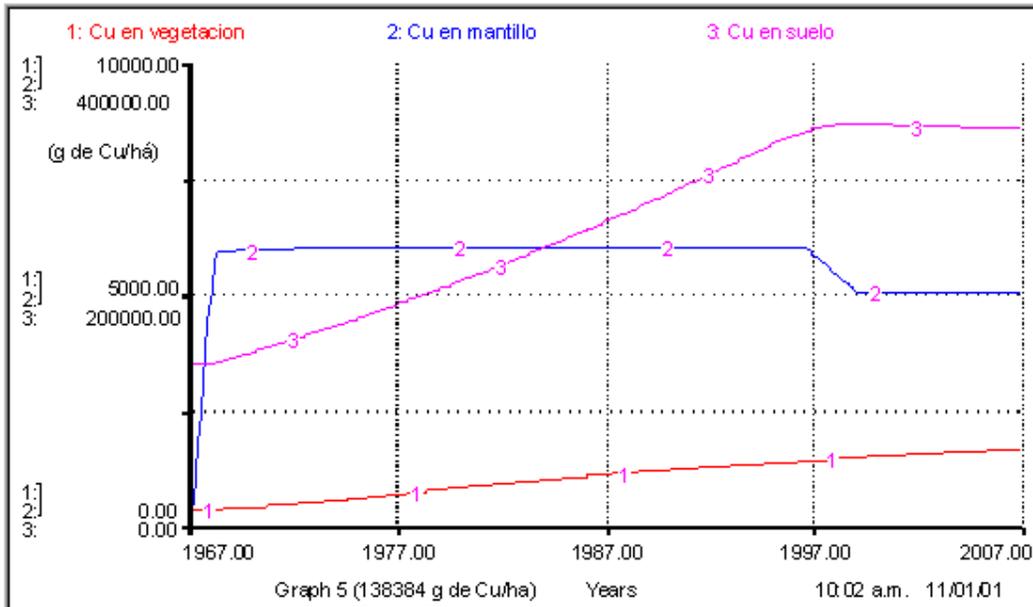


Figura 25. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para masa total del suelo de 2.880 t/há (tamaño de reservorio suelo de 138.384 g de Cu/há)



Los resultados de las simulaciones muestran que la variación de los tamaños de los reservorios no cambia la conducta del modelo de modo importante. En consecuencia, la masa de cobre en ninguno de los componentes es una variable clave en la conducta del modelo. Los archivos en Stella “senvegn2.stm”, “vegmaxn2.stm”, “vegminn2.stm”, “senmann2.stm”, “manmaxn2.stm”, “manminn2.stm”, “sensuen2.stm”, suemaxn2.stm, suemin2.stm” contienen las pruebas de sensibilización de masas y se encuentran contenidos en la carpeta “sensibiliza biomasa y masas suelo y mantillo” del diskette disponible en la contratapa de esta Tesis.

3.3.2. Sensibilidad de los tamaños de los reservorios en función de las concentraciones

Los tamaños de los reservorios también dependen de las concentraciones de cobre en los componentes respectivos, los cuales tienen una variabilidad propia de su naturaleza a nivel de componentes y a nivel de subcomponentes y no a errores de medición. La sensibilización se realizará usando la desviación estándar de las mediciones efectuadas por Delgado (1996).

En la tabla 10 se detallan los cálculos de los rangos de variación resultantes para el tamaño del reservorio de vegetación.

Tabla 10. Valores de sensibilización del tamaño del reservorio vegetación por variabilidad de concentraciones de cobre en los subcomponentes del ecosistema no perturbado.

				Menos DS			más DS		
Vegetación				0,89	2,97	0,96	0,89	2,97	0,96
	Madera	Ramillas	Hojas	Madera	Ramillas	Hojas	Madera	Ramillas	Hojas
Concentraciones (ppm)	2,6	10,6	3,7	1,71	7,63	2,74	3,49	13,57	4,66
Biomasa (t/há)	100			100			100		
Vector de estructura (%)	92%	5%	3%	92%	5%	3%	92%	5%	3%
Masa subcomponentes (g de Cu/há)	239	53	11	157	38	8	321	68	14
Masa componente (g de Cu/há)	303			204			403		

DS: Desviación estándar.

Los resultados de la simulación se muestran en las figuras 26 y 27, en ellos se aprecia que variaciones del tamaño del reservorio vegetación en los rangos definidos por la desviación estándar de las mediciones no alteran la conducta del ecosistema descrita por el modelo.

Figura 26. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para tamaño de reservorio vegetación de 204 g de Cu/há (303 g de Cu/há menos la desviación estándar).

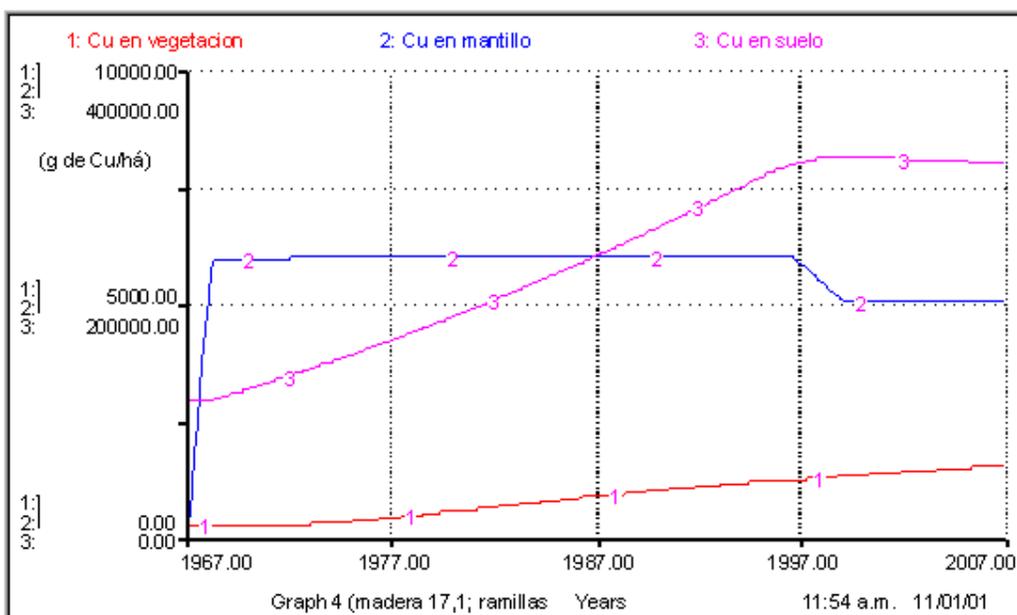
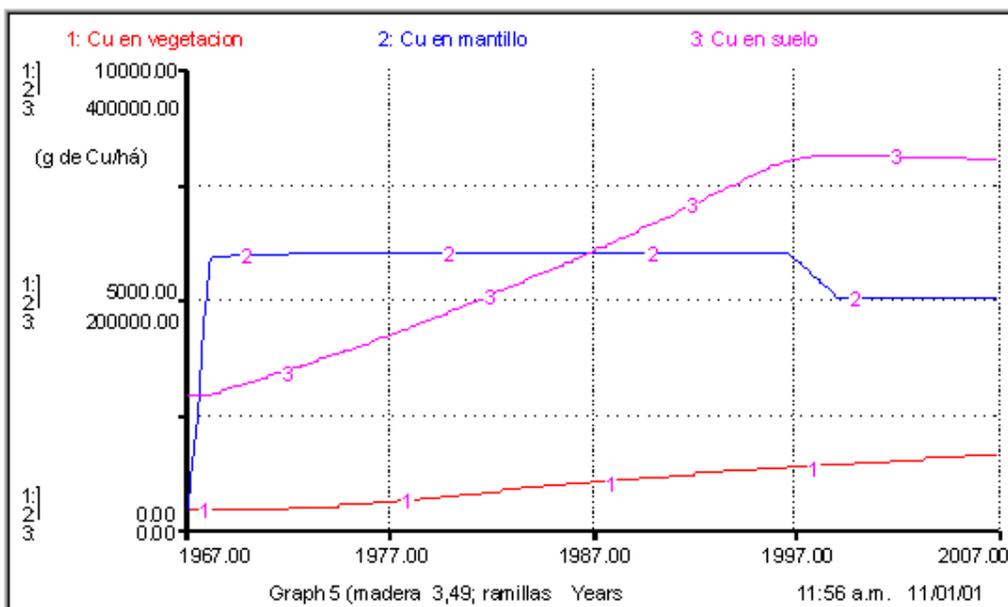


Figura 27. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para tamaño de reservorio vegetación de 403 g de Cu/há (303 g de Cu/há más la desviación estándar).



En la tabla 11 se estiman los rangos de variación del tamaño del reservorio mantillo si se consideran las desviaciones estándar de las mediciones de concentraciones de cobre en los subcomponentes efectuadas por Delgado (1996).

Tabla 11. Valores de sensibilización del tamaño del reservorio mantillo por variabilidad de concentraciones de cobre en los subcomponentes del ecosistema no perturbado.

				menos DS			más DS		
Mantillo				19,35	6,88	14,73	19,35	6,88	14,73
	Mantillo de ramas	Hojarasca	MPD	Mantillo de ramas	Hojarasca	MPD	Mantillo de ramas	Hojarasca	MPD
Concentraciones (ppm)	29,8	12,5	86,1	10,45	5,62	71,37	49,15	19,38	100,83
Masa (t/há)	15			15			15		
Vector de estructura (%)	15%	70%	15%	15%	70%	15%	15%	70%	15%
Masa subcomponentes (g de Cu/há)	67	131	194	24	59	161	111	203	227
Masa componente (g de Cu/há)	392			243			541		

DS: Desviación estándar.
MPD: Material Parcialmente Descompuesto.

Los resultados de la simulación se incluyen en las figuras 28 y 29, no se aprecia en ellos cambios de conducta del ecosistema bosque esclerófilo.

Figura 28. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para tamaño de reservorio mantillo de 243 g de Cu/há (392 g de Cu/há menos la desviación estándar).

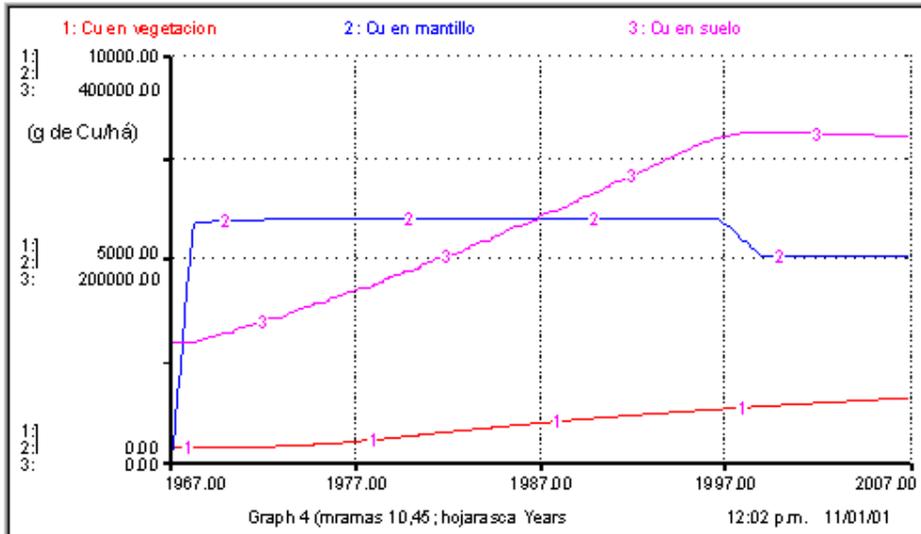
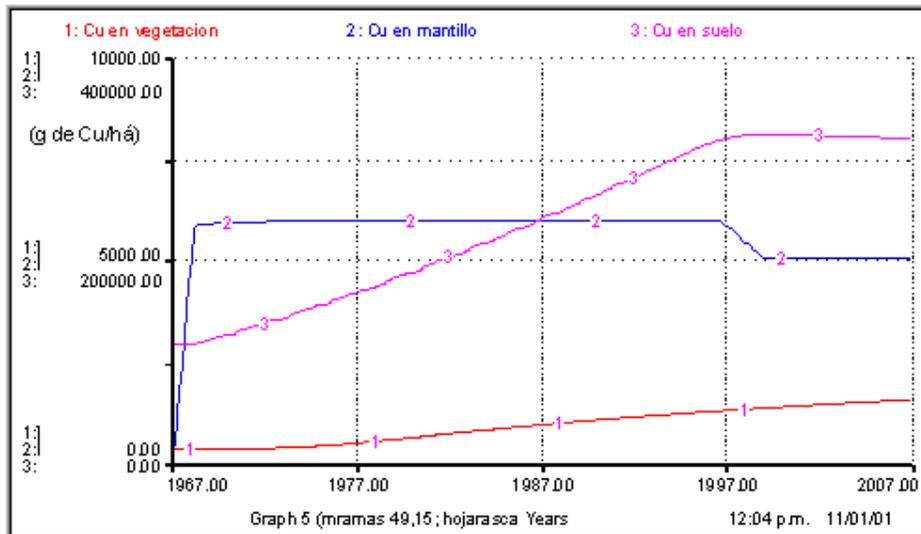


Figura 29. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para tamaño de reservorio mantillo de 541 g de Cu/há (392 g de Cu/há más la desviación estándar).



En la tabla 12 se estiman los rangos de variación del tamaño del reservorio suelo si se consideran las desviaciones estándar de las mediciones de concentraciones de cobre en los subcomponentes efectuadas por Delgado (1996).

Tabla 12. Valores de sensibilización del tamaño del reservorio suelo por variabilidad de concentraciones de cobre en los subcomponentes del sistema no perturbado.

			Menos DS		Más DS	
Suelo			22,29	22,14	22,29	22,14
	Suelo Superficial	Suelo a 10cm	Suelo Superficial	Suelo a 10cm	Suelo Superficial	Suelo a 10cm
Concentraciones (ppm)	51,8	44,3	29,51	22,16	74,09	66,44
Masa (t/há)	2.400		2.400		2.400	
Vector de estructura (%)	50%	50%	50%	50%	50%	50%
Masa subcomponentes (g de Cu/há)	62.160	53.160	35.412	26.592	88.908	79.728
Masa componente (g de Cu/há)	115.320		62.004		168.636	

DS: Desviación estándar.

Los resultados de la simulación se incluyen en las figuras 30 y 31, no se aprecia en ellos cambios de conducta del ecosistema bosque esclerófilo.

Figura 30. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para tamaño de reservorio suelo de 62.004 g de Cu/há (115.320 g de Cu/há menos DS).

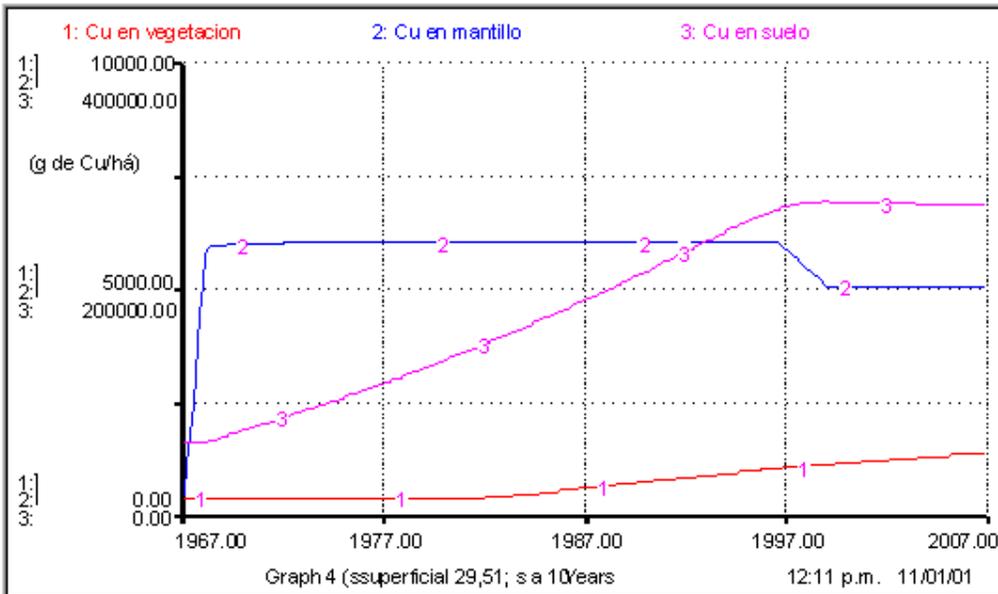
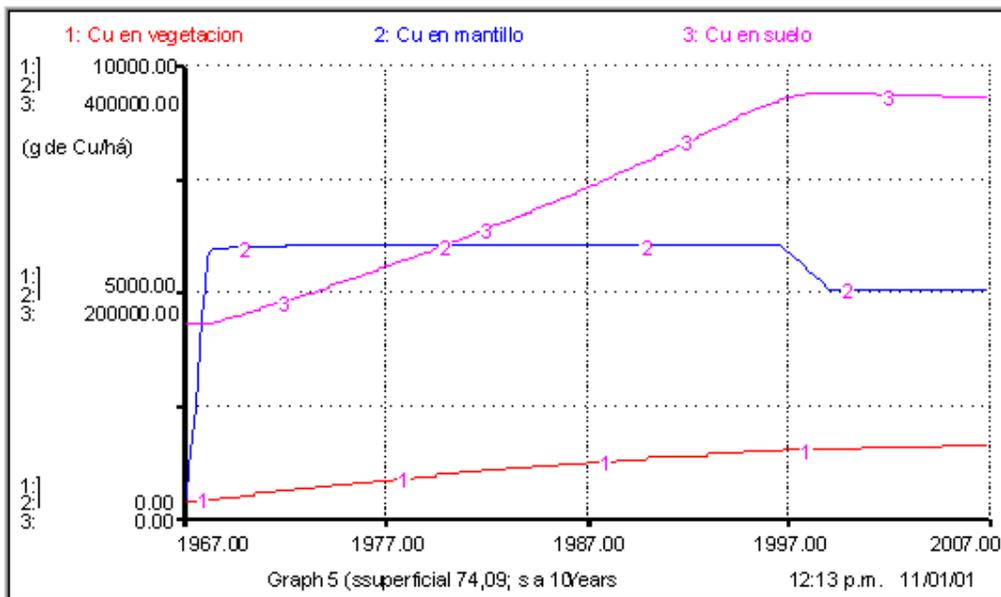


Figura 31. Conducta del ecosistema bosque esclerófilo para tamaño de reservorio suelo de 168.636 g de Cu/há (115.320 g de Cu/há más DS).



Los resultados de las simulaciones muestran que la variación de los tamaños de los reservorios dada por la variabilidad propia de la naturaleza del sistema, expresada a través de la desviación estándar, no cambia la conducta del modelo de modo importante. En consecuencia, la masa de cobre en ninguno de los componentes es una variable clave en la conducta del modelo, para los rangos de valores de masa de cobre de los componentes dados por la desviación estándar de las mediciones experimentales de concentraciones de cobre de Delgado (1996). Ver archivos en Stella "secvegn2.stm", "vecmaxn2.stm", "vecminn2.stm", "secmann2.stm",

“macmaxn2.stm”, “macminn2.stm” y “secsuen2.stm”, “sucmaxn2.stm” y “sucminn2.stm” respectivamente en la carpeta “sensibiliza concentraciones” en el diskette ubicado en la contratapa de esta Tesis.

3.3.3. Sensibilidad del flujo de cobre entre componentes

La sensibilización de los flujos de cobre entre componentes no se realizó en este estudio. Dada su extensión y complejidad es necesario realizarla con un software especializado. Este tipo de software considera un muestreo representativo de las combinaciones aleatorias de variaciones de los parámetros del modelo.

De algunas pruebas realizadas, variando las magnitudes y umbrales de las funciones de flujo de cobre, con cambio de un solo parámetro a la vez y del análisis intuitivo de estas, se observa que estos parámetros no son claves en la definición de la conducta del ecosistema.

3.3.4. Sensibilidad del flujo de salida de cobre del ecosistema

La sensibilización de la función de salida de cobre del ecosistema también se efectúa respecto a dos aspectos, magnitud o cantidad de cobre que sale y los umbrales a los cuales se modifican los niveles de salida de cobre del ecosistema.

Los valores de salida se consideran en función de valores de cobre disuelto en agua. El modelo considera valores de 0,02 mg/L a 0,2 mg/L, rangos con base experimental (González, 1991 y Schalscha, 1998). La magnitud de la salida de cobre desde el suelo se estima, por lo tanto entre 60 g de Cu/há/año (I1), que representa el flujo de salida de cobre en estado estacionario en Quintay, con una cantidad de cobre en el suelo de 115.320 g de Cu/há y un valor máximo de salida de 600 g de Cu/há/año (I2). Este valor de saturación de la salida es desconocido, sin embargo sabemos que la salida es por cobre disuelto en agua y es razonable pensar que esta solución no puede extraer una concentración mayor que 0,2 mg/L. Se realizaron sensibilizaciones a 45 y 75 g de Cu/há/año (más y menos 25% del valor base mínimo, 60 g de Cu/há/año, I1) para tamaños del reservorio suelo de 100.000 g de Cu/há/año y 450 y 750 g de Cu/há/año (más y menos 25% del valor base máximo, 600 g de Cu/há/año, I2) para tamaños de reservorio del suelo superiores a 300.000 g de Cu/há.

Los umbrales del flujo de salida del cobre se sensibilizan según la cantidad de cobre en el componente suelo, en dos puntos que se indican en el gráfico de la figura 7. Estos corresponden a $\rho_{S4,Cu}$ que es el punto en que aumenta la cantidad de cobre que sale del ecosistema, desde el estado estacionario no perturbado, producto de un

incremento de la concentración de cobre en el suelo; y $\rho_{s5,Cu}$ que es el valor de cobre en el suelo que provoca el nivel de concentración máxima en la solución de salida del ecosistema. La sensibilización se hará con un contenido de cobre de 400.000 y 500.000 g de Cu/há, ya que no poseemos mediciones, donde el suelo supere los 318.000 g de Cu/há.

La tabla 13 resume los valores de sensibilización del flujo de salida de cobre del ecosistema.

Tabla 13. Valores de sensibilización de la función de salida de cobre del ecosistema.

Salida	Parámetros	Valor estimado	Valores de Sensibilización	
			Mínimo	Máximo
Magnitudes	I1 (g de Cu/há/año) salida de Cu del sistema en estado estacionario	60 g de Cu/há/año	45 g de Cu/há/año	75 g de Cu/há/año
	I2 (g de Cu/há/año) máxima salida de Cu del ecosistema	600 g de Cu/há/año	450 g de Cu/há/año	750 g de Cu/há/año
Umbrales	$\rho_{s4,Cu}$ cantidad de cobre en suelo que eleva flujo de salida de Cu sobre el nivel de estado estacionario	200.000 g de Cu/há	300.000 g de Cu/há	400.000 g de Cu/há
	$\rho_{s5,Cu}$ cantidad de cobre en suelo que	300.000 g	400.000 g de Cu/há	500.000 g

	produce máxima concentración en flujo de salida.	deCu/há		de Cu/há
--	--	---------	--	----------

Los resultados de las simulaciones se incluyen en la carpeta “sensibiliza salida de cobre”, los archivos “saumaxn2”, “saumedn2”, “sauminn2” contienen la sensibilización de los umbrales y “salmaxn2”, “salmedn2” y “salminn2” contienen la sensibilización de las magnitudes, en diskette ubicado en la contratapa de esta Tesis. En ellos no se observa un cambio de conducta del ecosistema significativo por causa de variaciones en los valores de los parámetros del flujo de salida de cobre del ecosistema.

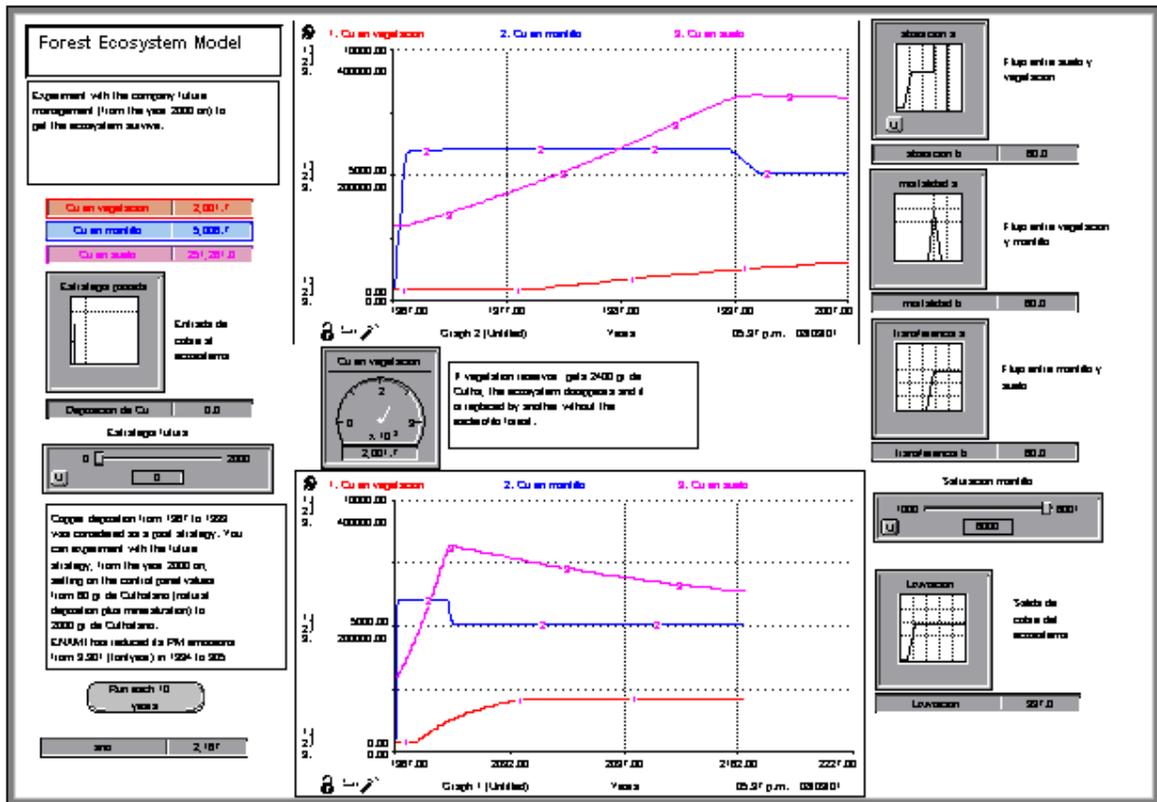
De las simulaciones efectuadas se concluye que la conducta del sistema no cambia ante variaciones de los valores de los parámetros sensibilizados. Si bien no existe certeza de los parámetros y sus fuentes de estimación son variadas, los rangos en los cuales estos parámetros varían son mucho más conocidos y la sensibilización se hizo en esos rangos. Un ejemplo de esta determinación de rangos está en el nivel de precipitaciones en el área de estudio. La información metereológica de la estación de Quillota, en el período 1977 a 1995, indica un promedio de 338mm anuales y por tanto no cabe sensibilizar a precipitaciones de 1.000mm por año, y esto determina las salidas máximas del ecosistema.

3.4. Impacto de las estrategias de gestión

La entrada de cobre al ecosistema a partir del año 2000 es el parámetro que permite definir diferentes estrategias de gestión del ecosistema. Sin embargo, a partir de los antecedentes disponibles no se conoce cuanto cobre se está depositando actualmente por año sobre el ecosistema. Las medidas de control de emisiones que la empresa ha implementado le han permitido reducir las emisiones de material particulado desde 3.301 ton/año en 1994 a 125 ton/año en 2000. Dado que no se tiene antecedentes sobre la composición y concentraciones de ese material particulado se estimará la reducción en una razón de 10:2, de la depositación de cobre sobre el ecosistema. Esto es, del nivel depositado máximo estimado en la simulación de 9.500 g de Cu/há/año a un máximo de 2.000 g de Cu/há/año que se depositará a partir del año 2000.

La figura 32 muestra el panel del simulador de vuelo, construido en el nivel superior del software Stella, para el modelo del ecosistema bosque esclerófilo.

Figura 32. Panel de control de simulador de vuelo del modelo del ecosistema bosque esclerófilo.



Se considera estrategia pasada al conjunto de acciones de la compañía que produjeron la depositación de cobre simulada en el período 1967 a 1999, y estrategia futura a las acciones de la compañía que producirán la depositación de cobre a partir del año 2000. El panel del simulador de vuelo permite experimentar a través del conmutador “Estrategia futura” valores de depositación de cobre sobre el ecosistema entre 0 y 2.000 g de Cu/há/año e ir visualizando en los gráficos la conducta del ecosistema o contenido de cobre en los reservorios vegetación, mantillo y suelo simultáneamente. La estrategia pasada aparece graficada a la izquierda del panel.

Los flujos de cobre entre componentes se muestran gráficamente y numéricamente al lado superior derecho del panel y el flujo de salida del cobre se muestra gráfica y numéricamente al lado inferior derecho del panel. El reloj ubicado en el centro, entre los dos gráficos, indica en forma instantánea el contenido de cobre en el reservorio vegetación. Este indicador constituye una señal de alarma en tres colores: verde cuando el tamaño del reservorio vegetación es menor a 300 g de Cu/há (nivel normal, no perturbado), amarillo si el tamaño del reservorio vegetación es superior a 1.000 g de Cu/há y menor a 2.400 g de Cu/há (nivel alerta) y rojo si se superan los 2.400 g de Cu/há (nivel crítico en que la vegetación muere).

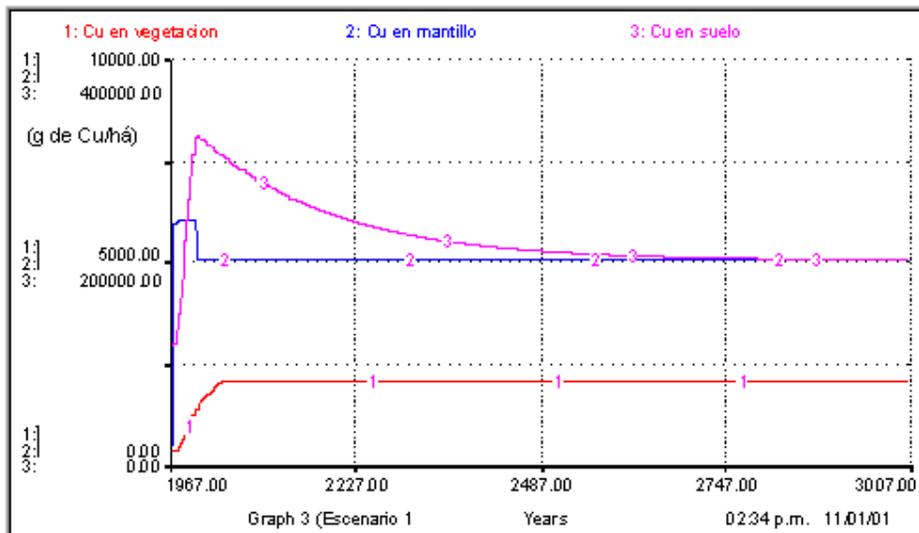
El simulador de vuelo se encuentra disponible en diskette contenido en la contratapa de esta Tesis para pruebas interactivas. A continuación se describen solo tres escenarios posibles:

- Escenario 1: la depositación de cobre sobre el ecosistema bosque esclerófilo es solo la natural estimada en 58 g de Cu/há/año, a partir del año 2000.
- Escenario 2: La depositación de cobre es de 500 g de Cu/há/año a partir del año 2000, dado que a la depositación natural se suma la perturbación de origen antropogénico.
- Escenario 3: La depositación de cobre es de 2.000 g de Cu/há/año a partir del año 2000, dado que a la depositación natural se suma una depositación de origen antropogénico mayor que la considerada en el escenario 2.

3.4.1. Escenario 1

La simulación considera un caso hipotético en que sobre el ecosistema perturbado solo se depositará el cobre de origen natural a partir del año 2000. Los resultados obtenidos son graficados en la figura 33, en ellos se observa que el ecosistema alcanza un nuevo estado estacionario perturbado por lo que no existe un tiempo de retorno a la condición del ecosistema no perturbado, la resiliencia es por tanto nula.

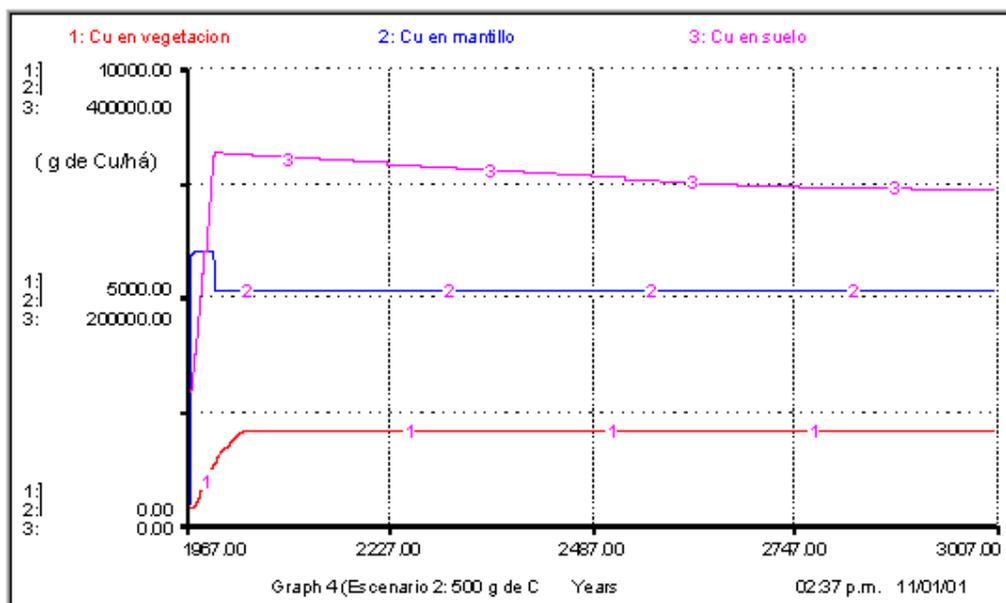
Figura 33. Escenario 1. Depositación natural de cobre sobre el ecosistema bosque esclerófilo a partir del año 2000.



3.4.2. Escenario 2

La simulación indica que si la entrada de cobre al sistema se reduce drásticamente a partir del año 2000 quedando una entrada de 500 g de Cu/há/año permanente, el ecosistema no recuperará su condición no perturbada, no existe un tiempo de retorno del ecosistema, ver figura 34.

Figura 34. Escenario 2. 500 g de Cu/há/año de entrada al ecosistema bosque esclerófilo a partir del año 2000.



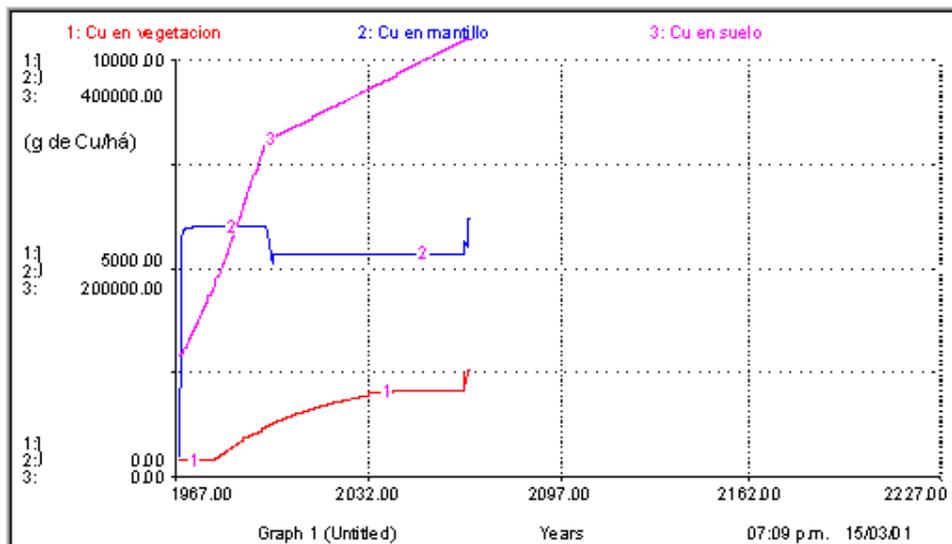
En el nivel de componentes, el suelo queda en un tamaño de reservorio cercano a los 318.000 g de Cu/há, la vegetación quedará en 2.000 g de Cu/há y el mantillo en 5.000 g de Cu/há, todos valores muy cercanos a los que se midieron en Ventanas en el año 1996. Si los supuestos de la modelación son válidos el ecosistema de Ventanas alcanzará un nuevo estado estacionario que se podría mantener en el tiempo si la entrada total de cobre al ecosistema fuese menor a 500 g de Cu/há/año.

3.4.3. Escenario 3

Si la entrada de cobre se redujera a 2.000 g de Cu/há/año a partir del año 2000, la conducta del ecosistema podría ser la graficada en la figura 35.

La simulación muestra que si la perturbación implica un nivel de entrada de cobre al ecosistema mayor o igual a 2.000 g de Cu/há/año, el componente vegetación (bosque esclerófilo) morirá, aproximadamente el año 2060 si el valor es igual a 2.000 g de Cu/há/año, y el ecosistema será reemplazado por otro con componentes diferentes.

Figura 35. Escenario 3. 2.000 g de Cu/há/año de entrada al ecosistema bosque esclerófilo a partir del año 2000.



De las estrategias simuladas y de las conclusiones obtenidas es claro que existen dos variables claves para la continuidad del ecosistema bosque esclerófilo y estas son la entrada o depositación de cobre y su salida. La modelación ha permitido priorizar la entrada y la salida de cobre al ecosistema como parámetros claves para precisar los escenarios.

Si la gestión de la empresa se acerca al escenario 2, el ecosistema se mantendría con los actuales tamaños de reservorio (perturbado). Si la gestión se acerca al escenario 3 el ecosistema se extinguiría por efecto de la contaminación del componente biótico sin reemplazo, o bien será reemplazado por otro componente biótico y formará otro ecosistema diferente.

Las estimaciones de los parámetros para la modelación realizada han sido hechas con información parcial, escasa y dispersa, pero su calidad ha sido lo suficiente como para mostrar la conducta del ecosistema.

4. DISCUSION

4.1. Conducta del modelo y análisis de la hipótesis

En el inicio de la formulación del modelo el conocimiento de los ecosistemas de bosques esclerófilos sugería ciertas formas de respuesta de algunos de sus componentes, vegetación, mantillo y suelo. No existía ninguna predicción sobre la conducta del sistema y una de las formas de conocerla es mediante la simulación

(Likens, 1985). Esta conducta sistémica está representada por los cambios de tamaños de los reservorios y de los flujos en forma simultánea en el tiempo.

El modelo está validado en cuanto cumple las cuatro pruebas definidas en esta tesis para su validación:

- “face validity”, fue realizada durante el desarrollo del modelo.
- “comportamiento histórico” en cuanto el modelo partiendo de una condición no perturbada genera los cambios de tamaños de reservorios medidos experimentalmente en Quintay y Ventanas en el año 1996 (Delgado, 1996). El conjunto de relaciones definidas en el modelo y los parámetros considerados, son al menos capaces de generar los tamaños esperados de los reservorios del ecosistema en estudio, en este sentido el modelo de simulación está validado en la definición de Jørgensen (1992).
- “comportamiento extremo”, operado a través del simulador de vuelo permitió someter al modelo a diferentes estrategias de gestión, y
- “utilidad del modelo”, en el enfoque sugerido por Kitching (1983) y Odum (1971) en cuanto ha permitido mejorar el conocimiento del ciclo del cobre en el ecosistema bosque esclerófilo y constituye una guía de los esfuerzos de la investigación (Ford, 1999).

Desde el punto de vista ecológico la comprensión del funcionamiento del ecosistema mediante simulación tiene mayor importancia que la predicción de valores de tamaños de reservorios al permitir el seguimiento de los agentes causales formales, finales y no próximos de desarrollo del ecosistema. La importancia de lo antes señalado debe ser evaluada en el contexto histórico de una era científica que por más de 300 años ha buscado elucidar causas materiales, eficientes y próximas (Ulanowicz, 1991).

Una etapa clave en la construcción del modelo es la elaboración del diagrama causa-efecto que permite no sólo identificar todos los parámetros que deben ser incluidos en el diagrama de reservorios y flujos, sino que sin valores de parámetros concluir sobre la conducta del ecosistema (Ford, 1999) y la identificación de sus agentes causales formales (Ulanowicz, 1991). La estructura del modelo se define sin valores y es previa a definir los parámetros que permiten el cálculo de valores.

En el caso en estudio se ha encontrado que la realimentación positiva del ecosistema es un agente de causalidad formal, que ayuda a ordenar los eventos del nivel jerárquico inferior. La realimentación positiva posee al menos cinco atributos, todos ellos contribuyen a su agenciar inherente: es semi-autónoma, es emergente, amplifica

el crecimiento, es selectiva y es competitiva. El crecimiento y el desarrollo son manifestaciones separadas de este agente subyacente, la realimentación positiva (Ulanowicz, 1991). Podemos observar así que en el ecosistema del bosque esclerófilo, la realimentación positiva causa que en el tiempo se haya producido y se continuará produciendo una amplificación del impacto de la perturbación, un aumento de cobre en todo el ecosistema. En el caso de los ecosistemas mediterráneos de Chile, ésta realimentación positiva se ha sugerido para el cobre, ya que ecosistemas con suelos ricos en cobre poseen niveles claramente superiores cuando se comparan con ecosistemas de tipo esclerófilo que se desarrollan sobre suelos pobres en cobre (Serey et al. 1997).

Los flujos de materiales o energía en los sistemas sirven para identificar las causas formales que operan a nivel sistémico y que se manifiestan como causas finales en los niveles inferiores (Ulanowicz, 1991). En el caso del modelo de simulación del bosque esclerófilo, el flujo de cobre permitió identificar la realimentación positiva como causa formal que opera a nivel de sistema incrementando la cantidad de cobre en los componentes del ecosistema estudiado, nivel inferior.

Las pruebas de sensibilidad efectuadas confirman que las tendencias generales del modelo son robustas a través de amplias variaciones en las estimaciones numéricas de los parámetros inciertos. Se evidencia así que la estructura subyacente del modelo es lejos más importante que la estimación numérica de los parámetros del modelo confirmando lo señalado por Ford (1999). Los resultados del proceso de modelación concuerdan también con lo sugerido por Ford (1999) quien señala la importancia de acotar el tiempo que se invierte en la obtención de los datos para la modelación y en desarrollar el modelo como un proceso cíclico en que los resultados de la simulación van determinando que parámetros requieren mayor precisión. De ese modo dar prioridad a aquello que es relevante para mejorar el nivel de desarrollo del modelo alcanzado hasta ese momento.

La hipótesis propuesta, esto es, "si la salida de cobre en los ecosistemas solamente puede ocurrir en el proceso de descomposición de la materia orgánica muerta, entonces el tiempo de retorno del sistema a la condición de referencia está determinado por la velocidad a la cual la materia orgánica muerta libera el cobre hacia el perfil del suelo, desde donde puede salir del ecosistema", de acuerdo a los resultados de las simulaciones con el modelo, es rechazada. Esta formulación, enfatiza la importancia del componente mantillo que en los antecedentes, posee una

mayor concentración de cobre, y que en el proceso ecosistémico de la respiración libera el cobre al suelo.

Los análisis de sensibilidad muestran que el suelo es el componente de mayor importancia, ya que por ser el mayor reservorio que contiene la mayor masa de cobre, es quien mantendrá el cobre fluyendo por el ecosistema por largo tiempo, junto a lo anterior debe considerarse que los flujos de cobre entre los diferentes componentes son muy bajos. Las simulaciones muestran que proponer que un componente aislado, es la causa principal del tiempo de retorno del sistema, no es apropiado a nivel ecosistémico y deben ser consideradas las relaciones y los otros componentes como fundamentales en la determinación del resultado, así como los agentes causales arriba-abajo. La hipótesis fue propuesta, porque el mantillo presenta una alta concentración de cobre y forma complejos estables con la materia orgánica muerta. La crítica que puede hacerse, es que de algún modo está permeada por un enfoque reduccionista y no por una visión sistémica u holista.

En la literatura ecológica, la resiliencia de un sistema se define en dos formas diferentes, cada una de las cuales refleja distintos aspectos de la estabilidad. Una de las definiciones se enfoca sobre la eficiencia, constancia y previsibilidad. La otra se enfoca sobre persistencia, cambio e imprevisibilidad. Holling (1973) primero recalca estos aspectos diferentes de la estabilidad para luego llamar la atención sobre las tensiones existentes entre eficiencia y persistencia, entre constancia y cambio, y entre predicibilidad y no predicibilidad (Gunderson *et al.* 2000).

La primera definición, llamada resiliencia de ingeniería, que es la que se usa más comúnmente, indica que resiliencia es la habilidad para regresar al estado estacionario después de una perturbación (Pahl-Wostl, 2000 entre otros). Esta definición es más manejable a través de representaciones matemáticas y preguntas experimentales. Subyace la idea de que el ecosistema existe en las cercanías de un estado estacionario estable. En la segunda definición, llamada resiliencia ecológica, se mide la magnitud de la perturbación que puede ser absorbida antes que el sistema redefina su estructura cambiando las variables y procesos que controlan su comportamiento. Esta definición enfatiza condiciones lejanas a cualquier estado estacionario estable, donde las inestabilidades pueden lanzar al sistema a otro régimen de conducta, es decir, a otro dominio de estabilidad (Holling, 1973). Ambas definiciones contienen esencialmente aspectos de estabilidad, una se enfoca a mantener la función de eficiencia (resiliencia de ingeniería) y la otra se enfoca en mantener la existencia de la función (resiliencia ecológica). Los que usan el concepto de resiliencia de ingeniería

tienden a explorar la conducta de los sistemas entorno a un estado estable conocido, mientras que los otros tienden a buscar otros estados estables, y la ubicación de los límites entre estados (Gunderson *et al.*, 2000).

El núcleo de la diferencia entre ambas definiciones radica en asumir o no que existen múltiples estados estables. Si se asume la existencia de un único estado estable, entonces las únicas definiciones y mediciones posibles son aquellas cercanas al equilibrio, tales como el tiempo de retorno. Pero las cosas en la naturaleza son diferentes por lo que podemos observar cuando los ecosistemas se destruyen o repentinamente cambian su comportamiento (Gunderson *et al.*, 2000).

El tiempo de retorno se define como el inverso de la resiliencia del ecosistema (De Angelis, 1980). En el modelo desarrollado el tiempo de retorno resulta ser bastante confuso, porque el ecosistema no vuelve ni siquiera a una vecindad, de los valores iniciales posibles, quedando en un nuevo estado estacionario contaminado. La hipótesis se planteó suponiendo que existía un tiempo de retorno, implica retorno a la condición inicial, estado estacionario estable, condición que el ecosistema no alcanza. Por lo expuesto en los párrafos anteriores podemos decir que al plantear la hipótesis se consideró implícitamente la definición de resiliencia de ingeniería y no de resiliencia ecológica (Gunderson *et al.*, 2000).

Si consideramos el concepto de resiliencia de la ingeniería, este modelo muestra que la resiliencia de los ecosistemas de bosque esclerófilo a la contaminación con cobre es muy pequeña. En consecuencia, perturbaciones como las ocurridas en el ecosistema en estudio permanecerán por mucho tiempo. Desde la visión de la resiliencia ecológica podemos señalar que el límite de la estabilidad del ecosistema será superado cuando la vegetación alcance su nivel de tolerancia, instante en el cual el ecosistema bosque esclerófilo desaparecerá como tal.

4.2. Fortalezas y debilidades del modelo de simulación

Las siguientes características constituyen fortalezas del modelo de sistema dinámico del bosque esclerófilo, en cuanto ayudan a construir confianza en él y a comprender el ciclo del cobre en el ecosistema:

- El modelo contiene pocos componentes y los flujos entre ellos. De acuerdo al conocimiento que se tiene del ecosistema son todos los existentes en el nivel jerárquico elegido para el análisis.

- La robustez de la conducta del modelo, está dada por el número de componentes reducido y la relación clara entre ellos. Las sensibilizaciones no cambian la conducta del ecosistema, si bien los valores medios de los parámetros no son conocidos con precisión, si son conocidos con mayor precisión los rangos entre los cuales ellos varían.
- El diseño del muestreo de los componentes del ecosistema bosque esclerófilo hecho por Delgado (1996), base de este estudio, consideró los componentes como partes de un sistema y no en forma independiente y aleatoria, que es lo que habitualmente se hace.
- Los datos experimentales base para la construcción del modelo tienen un diseño orientado a representar un ecosistema “medio”, en el sentido estadístico. El número de muestras se calculó usando el método de detección de diferencias reales entre medias de Sokal y Rohlf (Delgado, 1996).
- El modelo es capaz de alcanzar los valores de concentraciones medidos experimentalmente en Ventanas, partiendo de los valores obtenidos en el ecosistema de referencia, Quintay. En ese sentido, permite desarrollar predicciones que pueden considerarse razonables, en precisión, para ecosistemas. Es decir, el modelo está validado (Jørgensen, 1992) y cumple prueba de “comportamiento histórico” propuesta por Ford (1999).
- El modelo es isomórfico. El isomorfismo es un supuesto sobre la representación de la naturaleza por el modelo, y significa que el modelo desarrollado, representa apropiadamente los aspectos que consideramos de interés en el estudio.
- El modelo permite identificar las variables claves que determinan la conducta del ecosistema. Estas son la entrada y salida de cobre del ecosistema. Estas variables claves permiten diseñar los experimentos necesarios para mejorar la comprensión de la conducta del ecosistema y hacer recomendaciones generales para el manejo ambiental.

Las siguientes características constituyen debilidades del modelo de sistema dinámico del bosque esclerófilo, en cuanto a que podrían hacer que el modelo no describiera el ciclo del cobre en el ecosistema:

- El modelo supone masa constante de la vegetación y del mantillo, lo cual no necesariamente ocurre en la naturaleza. Ambos componentes podrían crecer o disminuir en masa.
- Los parámetros del modelo contienen distintas calidades de información y la simulación opera con ellas como si tuviesen calidad similar.

- El modelo contiene numerosos parámetros estimados, de los cuales no existen datos experimentales. Por lo que las estimaciones se efectuaron sobre la opinión de los dos expertos en este tipo de ecosistemas que existen en Chile.

4.3. Gestion y planificación ambiental

El proceso de modelar debe ser pensado como parte integrante de un esfuerzo mayor que ayuda a las personas y a las organizaciones a ser más efectivas. Los modelos son útiles para guiar la investigación, para establecer políticas y para construir organizaciones que aprenden de los obstáculos (Ford, 1999).

De acuerdo a lo definido por Coyle (1977), los sistemas dinámicos son un método de analizar problemas en los cuales el tiempo es un factor importante, lo cual incluye el estudio de cómo un sistema se defiende de, o se beneficia con las perturbaciones que caen sobre él desde el mundo exterior (Ford, 1999). Estudios que de ser realizables experimentalmente significarían altos niveles de inversión pueden ser sustituidos por simulaciones en modelos de sistemas dinámicos.

A continuación se realiza un breve análisis del contexto en que debería ser evaluado un proyecto de recuperación de suelos, se revisan las posibles estrategias a seguir, a nivel de organización privada (niveles de emisión) y a nivel de organización pública (normas).

4.3.1. Recuperación de suelos contaminados

Una solución satisfactoria al problema de la contaminación con contaminantes persistentes, en especial con metales pesados, no se ha encontrado aún (Janikowski *et al.*, 2000).

Un proyecto de recuperación de suelos debe ser evaluado en un contexto multicriterio y multiperspectiva que permita visualizar los múltiples factores que determinan la mejor opción técnica a utilizar (Janikowski *et al.*, 2000). Es decir, la evaluación debe considerar el conjunto de prioridades económicas y ambientales existentes en la organización que financiará el proyecto y el nivel objetivo que desean alcanzar los diferentes actores sociales interesados en la realización del proyecto.

En esta variedad de perspectivas, y de acuerdo al conocimiento adquirido sobre el ciclo del cobre en el ecosistema, podemos señalar que el ecosistema está contaminado por cobre y permanecerá así aunque la depositación fuese sólo la de origen natural. Los resultados de la modelación dinámica, los factores técnicos y económicos y los efectos laterales muy probables de romper el funcionamiento

biológico del suelo y su estructura, que ocurrirían al usar cualquiera de las tecnologías actualmente disponibles de recuperación de suelos, sugieren invertir en la reducción de las emisiones y no en la recuperación del componente suelo del ecosistema.

4.3.2. Estrategias de la empresa

Desde el punto de vista de los ecosistemas, como primera prioridad, se sugiere tomar medidas para conocer el nivel de depositación y el nivel de salida de cobre del ecosistema.

De acuerdo a los resultados la variable clave del modelo para la gestión ambiental de la empresa es la reducción de la emisión de cobre a un valor menor del considerado en el escenario 2 (500 g de Cu/há/año).

4.3.3. Normas

La normativa de emisión no garantiza en absoluto la permanencia de los ecosistemas. No existe actualmente una norma sobre emisión de cobre y el fijarla no contribuirá a la conservación de los ecosistemas.

Esto se debe a que la respuesta del ecosistema no depende de la norma de emisión o de inmisión sino del elemento contaminante y de la naturaleza de los ecosistemas impactados. Particularmente la respuesta del ecosistema depende de su historia pasada de contaminación que es el caso del bosque esclerófilo de Ventanas. Hay que recordar que la vida media de un ecosistema de este tipo es de cientos de años y que el impacto con metales pesados es acumulativo. También es importante tener presente que los organismos que constituyen la vegetación y la fauna no pueden adaptarse a condiciones de contaminación en escalas de tiempo pequeñas, ya que depende de un proceso de selección natural, a escalas de tiempo distintas para cada uno de los tipos de organismos o especies que se encuentran en los ecosistemas.

Las normas deben ser consideradas como una referencia que no garantiza la conservación de los ecosistemas y su valor debería ser fijado de acuerdo a la mejor tecnología disponible en el momento. El desafío queda planteado para el diseño de nuevas generaciones tecnológicas.

4.4. Desarrollos futuros del modelo

4.4.1. Evaluación experimental del modelo e incorporación de mayor complejidad

Desarrollo de datos de mayor calidad, en especial, conocer los valores de depositación de cobre por hectárea por año, los valores de salida de cobre desde el suelo y aumentar el número de muestras ecosistémicas, es la primera necesidad que emerge del proceso de modelación con fines de gestión ambiental.

Ecológicamente y en otro nivel de prioridad, es necesario determinar la capacidad de saturación del mantillo y las concentraciones máximas posibles alcanzables en la vegetación sin que esta muera.

En un tercer nivel interesa desarrollar mayor complejidad del modelo, esto es, mayor número de componentes y mecanismos que determinen flujos. Existe un conjunto de variables que han sido excluidas del modelo, muchas de ellas por el alto nivel de agregación. Ford (1999) señala que la forma de ir mejorando un modelo en el tiempo es precisamente ir integrando en este las variables que se han considerado excluidas en la primera versión. El autor plantea que el uso de diagramas de límites del sistema, llamados “ojo de buey”, es una excelente herramienta para visualizar las variables endógenas, exógenas y excluidas de un modelo.

El ecosistema del bosque esclerófilo constituye un subsistema de un sistema mayor. En este contexto se podría(n) incorporar el o los modelo(s) de el o los sistemas que reciben el cobre que sale del ecosistema bosque esclerófilo y el o los modelos de los sistemas que entregan el cobre al ecosistema analizado.

4.4.2. Validación del modelo

Para validar el modelo a partir del año 2000, se sugiere implementar un programa de monitoreo que mida el contenido de cobre, en forma regular, en los componentes del ecosistema y que los valores así obtenidos se contrasten con los valores entregados por la simulación. Buscando de esta forma cumplir con lo señalado por Richardson and Pugh (1981) “la última prueba de un modelo orientado a definir políticas se cumple satisfactoriamente cuando las políticas implementadas en el sistema real producen en forma consistente los resultados predichos por el modelo” (Ford, 1999).

5. CONCLUSION

La hipótesis propuesta que enfatiza la importancia del componente mantillo, que según los antecedentes posee la mayor concentración de cobre y que en el proceso ecosistémico libera el cobre al suelo, es rechazada. Los resultados sugieren plantear hipótesis sistémicas u holistas para realizar estudios de ecosistemas, esta visión permitirá identificar las causas formales, finales y no próximas de desarrollo de los ecosistemas. En el caso del modelo de simulación del bosque esclerófilo, el flujo de cobre permitió identificar la realimentación positiva como causa formal que opera al nivel de sistema incrementando la cantidad de cobre en los componentes del ecosistema estudiado, nivel inferior.

Si se utiliza el concepto de resiliencia ecológica, es posible estudiar los límites de estabilidad de los ecosistemas y los variados estados estacionarios estables que estos pueden alcanzar. Este concepto da una mejor aproximación al comportamiento de la naturaleza que el tiempo de retorno, como inverso de la resiliencia de ingeniería, que se planteó en la hipótesis. Esto se evidencia en la simulación del ecosistema bosque esclerófilo el cual, dependiendo de la entrada de cobre en los años futuros, podrá alcanzar diferentes y nuevos estados estacionarios estables perturbados, o desaparecer.

La modelación del ecosistema bosque esclerófilo ha permitido visualizar como este se ha defendido de la contaminación por cobre y cuales son sus límites. Además de identificar la entrada y salida del cobre como las variables claves para la gestión.

6. BIBLIOGRAFIA

1. Adriano, D.C. 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Copper. New York, Springer-Verlag Inc. pp. 181-211.
2. Agren, G. y Bosatta E. 1996. The Soil. En: Theoretical Ecosystem Ecology. Understanding element cycles. United Kingdom, Cambridge University Press. pp. 17-107.
3. Allen, T. y Hoekstra, T. 1992. Toward a Unified Ecology. Columbia University Press. New York. p.370.
4. Allen, T. y Hoekstra, T. 1990. The Confusion between Scale-defined Levels and Conventional Levels of Organization in Ecology. Sweden, Opulus Press Uppsala. Journal of Vegetation Science 1:5-12.
5. Atlas, R.M. y Bartha, R. 1997. Microbial Ecology. New York, Addison Wesley Longman, Inc.
6. Batley, G. y Apte, S. 1997. Analytical Methods for Copper Speciation. En: Advances in Risk Assessment of Copper in the Environment. Proceedings of the International Workshop. Reñaca, Chile, 7-9 May 1997. pp. 93-102.
7. Bertalanffy, L. Von. 1968. Teoría General de Sistemas. Colombia, Fondo de Cultura Económica. p. 311.
8. Billet, M. F., Fitzpatrick, E.A. y Cresser, M. S. 1991. Long-Term Changes in the Cu, Pb, and Zn Content of Forest Soil Organic Horizons from North East Scotland. Water, Air and Soil Pollution. 59:179-191.
9. Borg, H. 1997. Copper in Swedish Lakes – Occurrences, Fate and Biological Effects. En: Advances in Risk Assessment of Copper in the Environment. Proceedings of the International Workshop. Reñaca, Chile, 7-9 May 1997. pp. 151-160.
10. Boyce, M. y Haney, A. 1997. Ecosystem Management. New Haven, Yale University Press.
11. Brady, N. C. 1990. The Nature and Properties of soils. New York, MacMillan Publishing Co. 621p.
12. CIMM y Ministerio de Minería. 1999. Diagnóstico de la Calidad del Aire de la 3ª Región.
13. Cole, J., Lovett, G. y Findlay, S. 1991. Comparative Analysis of Ecosystems. New York, Springer Verlag. 375p.
14. Contreras L., M. A. 1998. Flujo de Carbono en el Ecosistema Río Clarillo. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 62p.
15. Correa, J. A., Ramírez, M. A., De la Harpe J-P, Román, D. y Rivera, L. 2000. Copper, Copper Mining Effluents and Grazing as Potential Determinants of Algal Abundance and Diversity in Northern Chile. Environmental Monitoring and Assessment 61(2):265-281.
16. Coyle, G. 1977. Management System Dynamics. New York, John Wiley.
17. Crockett, A.B. 1998. Background levels of metals in Soils, McMurdo Station, Antarctica. Environmental Monitoring and Assessment 50(3):289-296.
18. Curry, G. L., Deuermeyer, B. L. and Feldman, R. M., 1989. Discrete Simulation . Holden Day Oakland, CA. 297p.
19. Chiang, J. 1991. Problemática de la Contaminación Atmosférica: El Caso del Valle del Aconcagua. Revista Simiente 61(1):58-61.
20. Davies E., D. 1994. Baseline Studies and Metal Contaminated Soils. En: VI Simposio sobre Contaminación Ambiental, Impacto Ambiental de Metales Pesados en Chile: 19 y 20 de Abril 1994. Santiago, Universidad de Chile, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Inacap y British Council. pp. 70-83.
21. De Angelis, D. L. 1980. Energy Flow, Nutrient cycling, and Ecosystem Resilience. Ecology 61(4):764-771.

22. Deaton, L. M. y Winebrake, J. J. 2000. Dynamic Modeling of Environmental Systems. New York, Springer Verlag Inc. 194p.
23. Delgado, L. 1996. Estudio comparativo de contenidos de cobre en bosques mediterráneos en Chile Central. Tesis de Ciencias. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 80p.
24. Derome, J. y Nieminen, T. 1998. Metal and Macronutrient Fluxes in Heavy-Metal Polluted Scots Pine Ecosystems in SW Finland. Elsevier Science. Environmental Pollution. pp.219-228.
25. Donoso, C. 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. Bosques 2(4):117-146.
26. Donoso, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina: Variación, Estructura, Dinámica. Ecología Forestal. Santiago, Chile, Editorial Universitaria.
27. Donoso, C. 1996. Ecología Forestal. El bosque y su medio ambiente. Santiago, Chile, Editorial Universitaria. 369p.
28. Fiebich, A. 1978. Cobre y Cadmio en Suelos Regados con Aguas Servidas no Tratadas. Tesis de Químico. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Químicas. 53p.
29. Ford, A. 1999. Modeling the Environment. U.S.A., Island Press. 402p.
30. Friedland, A. J. 1990. The Movement of Metals Through Soils and Ecosystems. En: A. Jonathan Shaw, Ph. D. (Ed.). Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. Boca Raton Florida. CRC Press Inc. pp. 8-17.
31. Gómez, H. 1976. Estimación de algunos componentes de la biomasa en *Nothofagus glauca* (Phil) Krasser. Tesis de Ingeniero Forestal. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 50p.
32. González M., S. y Berqvist A., E. 1986. Evidencias de Contaminación con Metales Pesados en un Sector del Secano Costero de la V Región. Agricultura Técnica. 46(3):299-306.
33. González M., S. 1986. Contenido Natural de Metales Pesados extraíbles con EDTA en Suelos del Valle del Aconcagua. Agricultura Técnica. 46(3):323-327.
34. González M., S. 1991. Estrategias para la Evaluación de Impactos de Procesos Contaminantes en la Agricultura. El Conflicto Minería – Agricultura en Chile. Revista Simiente. 61(1):65-77.
35. González M., S. 1990. Prospección de Elementos Trazas en Recursos Agrícolas de Chile. Aguas y Suelos de los Valles Elqui y Limarí, IV Región. Agricultura Técnica. 50(1):60-70.
36. González M., S. 1991. Prospección de Elementos Trazas en Recursos Agrícolas de Chile. II, Aguas Superficiales de los Valles Maipo y Mapocho, Región Metropolitana. Agricultura Técnica 51(1):22-9.
37. González M., S. 1991. Prospección de Elementos Trazas en Recursos Agrícolas de Chile. III, Suelos de los Valles Maipo y Mapocho, Región Metropolitana. Agricultura Técnica. 52(3):320-329.
38. Grinsven van, H., Driscoll, C. y Tiktak, A. 1995. Workshop on Comparison of Forest-Soil-Atmosphere Models: Preface. Ecological Modelling 8:1-6.
39. Gunderson, L. H., Holling, C. S. y Peterson, G. D. 2000. Resilience in Ecological Systems. En: Jørgensen, S.E. and Müller F. (Eds.). Handbook in Ecosystems Theories and Mangement. Lewis Publishers. pp. 385 – 394.
40. Hansell, R. I. C., Craine, I. T. y Byers, R. E. 1997. Predicting Change in Non-linear Systems. Environmental Monitoring and Assessment 46(1,2):175-190.
41. Higashi M y T.P. Burns. 1991. Enrichment of ecosystem theory. En: Higashi M & T.P. Burns. (Eds.). Theoretical Studies of Ecosystems. The network perspective. London, Cambridge University Press. pp. 1-38.
42. Holling, 1992. Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. Ecological Monographs 62. pp. 447-502.

43. Janikowski, R., Kucharski, R., y Sas-Nowosielska, A. 2000. Multicriteria and Multiperspective Analysis of Contaminated Land Management Methods. *Environmental Monitoring and Assessment* 60(1):89-102.
44. Jenny, H., Gessel P. y Bingham, F. 1949. Decomposition of organic mater. *Soil Science* 68: 419-434.
45. Jørgensen, S. E. 1992. *Integration of Ecosystem Theories: A pattern*. Netherlands, Kluwer Academic Publishers. 383p.
46. Jørgensen, S. y Müller F. 2000. Ecosystems as Complex Systems. En: Jørgensen, S. y Müller, F. (Eds.). *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. U.S.A., Lewis Publishers. pp. 5-20.
47. Kannegiesser, U. 1987. Evaluación de biomasa y boldina en boldo, VII Región. Tesis de Agrónomo. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. 96p.
48. Lagos, G. y Badilla, R. 1997. A Perspective of a Regional Risk Assessment of Cu in Santiago, Chile. *Advances in Risk Assessment of Copper in the Environment. Proceedings of the International Workshop*. Reñaca, Chile, 7-9 May 1997. pp. 17-28.
49. Larcher, W. 1995. *Physiological Plant Ecology*. Springer. 506 p.
50. Laskowski, R., Niklinska, M. y Maryanski, M. 1995. The Dynamics of Chemical Elements in Forest Litter. *Ecology*. 76(5):1393-1496.
51. Lepp, N. W. 1979. Cycling of copper in Woodland Ecosystems. En: Nriagu, J.O. (Ed.) *Copper in the Environment Part I Ecological Cycling*. U.S.A. John Wiley & Sons. pp. 289-323
52. Levin, S. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology. MacArthur Award Lecture. *Ecology* 73(6):1943-1967.
53. Lienlaf, E. 1996. Estimación de la producción de hojarasca y de su pérdida mediante la extracción de tierra de hojas en formaciones esclerófilas de la Reserva Nacional Río Clarillo. Memoria de Ingeniero Agrónomo. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. 73p.
54. Likens, G.E. 1992. *The ecosystem approach: Its Use and Abuse*. Kinne, O. (Ed.). Excellence in Ecology. Alemania, Ecology Institut, Oldenburg/Luhe. 166p.
55. Likens, G.E. (Editor). 1985. *An Ecosystem Approach to Aquatic Ecology: Mirror Lake and its Environment*. New York, Springer Verlag. 516 p.
56. Martin y Coughtrey, P. J. 1982. *Biological Monitoring of Heavy Metals Pollution*. London, Chapman and Hall.
57. Müller, F. 1997. State of the Art in Ecosystem Theory. Elsevier Science B.V. *Ecological Modelling* 100:135-161.
58. Nadkami, N. 1992. Biomass and Nutrient Dynamics of Fine Litter of Terrestrially Rooted Material in a Neotropical Montane Forest, Costa Rica. *Biotropica* 24(2 a):113-120.
59. Nriagu, J O. 1979, The Global Copper Cycle, Copper. En: Nriagu, J.O. (Ed.). *The Environment Part I Ecological Cycling*. U.S.A., John Wiley and Sons. Inc. pp. 1-17.
60. O'Neill, R.V., De Angelis, D.L., Waide, J.B., Allen, T.F.H. 1989. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. New Jersey, Princeton University Press. 253p.
61. Olson, J.S. 1963. Energy storage and Balance of Producers and Descomposers in Ecological Systems. *Ecology* 44:322-331.
62. Pahl-Wostl, C. 2000. Ecosystems as Dynamic Networks. En: Jørgensen, S.E. and Müller, F. (Eds.). *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. CRC Press LLC. pp. 317-343.
63. Pardé, J. D. R. 1980. Forest Biomass. Commonwealth Forestry Bureau. *Forestry Abstract Review Article* 41(8):343-361.
64. Patten, B.C., 1985. Energy Cycling in the Ecosystem. Elsevier Science B.V. *Ecological Modelling* 28:1-71.

66. Pedrasa, M.L. 1989. Producción de biomasa y circulación de nutrientes en un rodal de *Nothofagus alessandrii* Espinoza (Ruil) en la zona de Constitución. Tesis de Ingeniero Agrónomo. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. 102p.
67. Persson, C., Langner, J., Robertson, L., 1997. Meso-scale Modelling of Air Quality and Deposition. Assessment Studies for Sulphur, Nitrogen and Copper in Sweden and South America. En: Advances in Risk Assessment of Copper in the Environment. Proceedings of the International Workshop. Reñaca, Chile, 7-9 May 1997. pp. 225-234.
68. Pickett, S.T.W. 1989. Space-for-Time Substitution as an Alternative. En: Likens, G. (Ed.). Long-term Studies in Ecology. New York, Springer Verlag. pp. 110-135.
69. Préndez B., M.M.; Covarrubias R.; Carrasco A., 1994. Major and Trace Elements in Different Substrata of a *Nothofagus pumilio* Forest. Torres de Paine National Park, XII Region, Chile. En: Adriano, D. C. et al.(Eds.). Biogeochemistry of Trace Elements. pp. 309-327.
70. Préndez B., M.M. 1994. Presencia de Metales Pesados en Areas Urbanas de Chile. En: Impacto Ambiental de Metales Pesados en Chile. VI Simposio sobre Contaminación Ambiental. 19 y 20 de Abril 1994. pp.30-44.
71. Puente M., 1980. Estimación del mantillo acumulado en el suelo de un bosque de hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser). Boletín Técnico No. 59. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 18p.
72. Reymond A., 1984. Determinación de metales pesados en aguas lénticas en la Región Central de Chile. Tesis de Químico Farmacéutico. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Químicas y Farmaceuticas. p.52.
73. Rieuwerts, J. S., Farago, M., Cikrt, M. y Bencko, V. 1998. Heavy Metal Concentrations in and around Households Near a Secondary Lead Smelter. Environmental Monitoring and Assessment. 58(3):317-335.
74. Rojas, M. C.; Serey, I. & Toral, M. I. 2000. Polipéptidos aniónicos unidos a cobre en hojas de *Cryptocaria alba*: ¿Mecanismo de tolerancia a metales pesados?. Manuscrito. 7p.
75. Ross, S. M. 1994. Retention, Transformation and Mobility of Toxic Metals. En: Ross, S. M. (Ed.). Soils Toxic Metals in Soil-Plant Systems. Great Britain, John Wiley & Sons. pp. 63-152.
76. Ross, S. M. 1994. Toxic Metals: Fate and Distribution In Contaminated Ecosystems. En: Ross, S. M. (Ed.). Toxic Metals in Soil-Plant Systems. Great Britain, John Wiley & Sons. pp. 189-243.
77. Rykiel, Jr., E. 1995. Testing ecological models: the meaning of validation. Elsevier Science B.V. Ecological Modelling. pp. 229-244.
78. Sargent, R. G., 1984. A tutorial on verification and validation of simulation models. En: S. Sheppard, U. Pooch and D. Pegden (Eds). Proceedings of the 1984 Winter Simulation Conference. IEEE 84CH2098-2. pp.115-122.
79. Schalscha, E. y Ahumada, I. 1998. Heavy metals in Rivers and Soils of Central Chile. Elsevier Science Ltda. Water Science Technology. 37(8):251-255.
80. Senesi, N., Sposito, G. Y Bradford, G. 1989. Iron Copper, and Manganese Complexation by Forest Leaf Litter. Forest Science. 35(4):1040-1057.
81. Senge, P. M. 1990. The Fifth Discipline. The Art and Practice of The Learning Organization. Unites States of America. Currency Doubleday. 423p.
82. Serey, I., Bustamante, R. O., Toral, M. I., Richter, P. y Yates, L. R. 1997. Copper Contents in Mediterranean Ecosystems in South America. Environmental Monitoring and Assessment. 45(3):223-235.
83. Sinha, S. 1999. Accumulation of Cu, Cd, Cr, Mn y Pb from Artificially Contaminated Soil by *Bacopa Monnieri*, Environmental Monitoring and Assessment. 57(3):253-264.

84. Steinnes, E., Lukina, N., Nikonov, V., Aamlid, D. y Royset, O. 2000. A Gradient Study of 34 elements in the Vicinity of a Copper Nickel Smelter in the Kola Peninsula, Environmental Monitoring and Assessment. 60(1):71-88.
85. Stevenson, F. J. 1994. Humus Chemistry. 2nd Ed. John Wiley & Sons Inc. 496p.
86. Stow, C. A., Jackson, L. J. y Carpenter, S. R. 1997. A Mixed-Order Model to Assess Contaminant Declines. Environmental Monitoring and Assessment. 55(3):435-444.
87. Svirezhev, Y. 2000. Stability Concepts in Ecology. En: Jørgensen, S.E. and Müller F (Eds.). Handbook in Ecosystems Theories and Mangement. U.S.A., Lewis Publishers. pp. 361–383.
88. Tansley, A. G. 1935. The use and Abuse of vegetational concepts and terms. Ecology, 16 (3):284-307.
89. Turner, A. 1994. The Responses of Plants to Heavy metals in Toxic Metals. En: Ross, S.M. (Ed.). Toxic Metals in Soil-Plant Systems. Great Britain, John Wiley & Sons. pp. 153-187.
90. Ulanowicz, E. R., 1991. Formal Agency in Ecosystem Development. En: Higashi M. y Burns T.P. (Eds.). Theoretical Studies of Ecosystems. The network perspective. London, Cambridge University Press. pp.58-70.
91. Waring, R. y Running, S. 1998. Mineral Cycles. Forest Ecosystem. U.S.A., Academic Press. pp. 101-145.
92. Waring, R. y Schlesinger, W. 1985. Forest Ecosystems Concepts and Management. Decomposition and Forest Soil Development. U.S.A., Academic Press Inc. pp. 181-208.
93. Whelpdale, D. M. y Williams, G. R. 1996. Linking Air Issues with Dose-Response and Biogeochemical-Cycle Models. Environmental Monitoring and Assessment. 46(1-2):59-71.
94. Wiersma, B., Bruns, D., Covarrubias, R., Serey, I., Boelcke, C. y McAnulty, L. 1989. Integrated Global Baseline Monitoring at Torres del Paine National Park, Chile. United National Environment Programme. 60p.
95. Wiersma, B., O'Rourke, T. P., Bruns, D. A., Boelcke, C., Johnson, A., McAnulty, L. 1988. Integrated Monitoring Project at Torres del Paine National Park, Chile. Methodology and Data Report, 1984 through 1986. Idaho National Engineering Laboratory. EG&G Idaho, Inc., UCLA Laboratory of Biomedical and Environmental Sciences. USA. 55p.
96. Wieser, W. 1979. Flow of copper through a terrestrial Food Web. En: Nriagu, O. J. (Ed.). Copper in the Environment Part I Ecological Cycling. U.S.A., John Wiley and Sons. Inc. pp. 326-354.
97. Zimakowska-Gnoinska, D., Bech J. y Tobias F. J. 2000. Assessment of the Heavy Metal Pollution Effects on the Soil Respiration in the Baix Llobregat (Cataluña, España), Environmental Monitoring and Assessment. 61(2):310-313.

ANEXOS

ANEXO 1. CONCEPTOS

1. Sistemas y ecosistemas

Que haya de definirse y describirse como sistema no es cosa que tenga respuesta evidente o trivial. Se convendrá que una galaxia, un individuo y un átomo son *sistemas reales*, esto es, entidades percibidas en la observación o inferidas de ésta y que existen independientemente del observador. También tenemos sistemas conceptuales como la lógica y las matemáticas, que son ante todo construcciones simbólicas, con sistemas abstraídos (ciencia) como subclase de las últimas, es decir, sistemas conceptuales correspondientes a la realidad.

Sin embargo, la distinción no es tan nítida y clara como pudiera creerse. Un ecosistema o un sistema social es bien “real” según apreciamos en carne propia cuando, digamos, un ecosistema es perturbado por la contaminación, o la sociedad nos pone enfrente tantos problemas sin solución. Más no se trata de objetos de percepción u observación directa; son construcciones conceptuales. Lo mismo pasa con objetos de nuestro mundo cotidiano, que no son sencillamente “datos” como datos sensoriales o simples percepciones, sino que en realidad están contruidos con innumerables factores “mentales” que van de la dinámica gestaltista y los procesos de aprendizaje y los factores culturales y lingüísticos que de hecho determinan lo que realmente vemos o percibimos. Así, la distinción entre objetos y sistemas “reales” dados en la observación, y construcciones y sistemas “conceptuales”, es imposible de establecer sin más que sentido común (Bertalanffy, 1968).

2. Reduccionismo versus Holismo

El reduccionismo y el holismo son dos aproximaciones diferentes para comprender la naturaleza (Jørgensen, 1992).

El *reduccionismo* intenta revelar las propiedades de la naturaleza separando los componentes de su totalidad para simplificar el estudio y facilitar la interpretación de los resultados científicos. El método científico es en sí muy útil para encontrar las relaciones que gobiernan la naturaleza, por ejemplo, producción primaria versus intensidad de la radiación, mortalidad versus concentración de una sustancia tóxica, etc. Pero el método tiene obvias limitaciones, cuando las funciones del ecosistema completo se revelan. Existen numerosos ejemplos de la necesidad de aproximaciones holísticas, tales como, el hecho que un ser humano no puede describirse sobre la base de las propiedades de todas las células del cuerpo o ni la función de una iglesia puede encontrarse si se estudian los ladrillos, las columnas, etc.

El *holismo* intenta revelar las propiedades de sistemas complejos como lo son los ecosistemas estudiandolos como un todo. De acuerdo a esta aproximación las “propiedades del sistema” no pueden obtenerse estudiando los componentes en forma separada y por lo tanto se requiere que el estudio sea a nivel del sistema. Esto no significa que un buen conocimiento de los componentes y sus propiedades sea redundante. Mientras más se sepa acerca del sistema en todos sus niveles, estaremos en mejores condiciones de extraer las propiedades del sistema. Sin embargo, un estudio de los componentes del ecosistema nunca será suficiente, porque un estudio tal, nunca revelará las propiedades del sistema. Los componentes de los ecosistemas están ligados coevolutivamente en tal forma que los ecosistemas funcionan como unidades indivisibles.

La conclusión es clara, se necesitan ambas aproximaciones. Los métodos reduccionistas han sido aplicados en ciencia por largos años, los últimos 15 años de la investigación ecológica han mostrado con creciente claridad cuan urgente es la necesidad de una aproximación holista (Jørgensen, 1992). Muchos ecólogos estiman que una teoría ecosistémica holista es una base necesaria para entender la ecosfera y los ecosistemas y para solucionar los problemas globales (Jørgensen, 1992).

Tal vez la mayor reserva que muchos científicos y filósofos tienen en contra del concepto de holismo o causalidad “arriba-abajo” es la ausencia aparente de una exposición robusta de cómo esta influencia puede ejercerse (Ulanowicz, 1991). Dicho autor señala la necesidad de proponer agentes que ejercen dicha influencia y enfoca su estudio especialmente en el rol de la realimentación positiva como un agente que ayuda a ordenar los eventos en los niveles inferiores.

3. Niveles jerárquicos o niveles de integración

La ecología estudia un sistema material que funciona independientemente de los dispositivos conceptuales que usemos para describir las relaciones particulares en la jerarquía convencional (célula, individuo, población, comunidad, ecosistema, paisaje, bioma y biosfera). La jerarquía de dependencia en el mundo material colocará a un organismo sobre una comunidad o una población, que es en escala, menor que el organismo en cuestión. Situaciones en que el sistema material está organizado en contra de la jerarquía biológica convencional son la regla y no la excepción. Así, en el interior de una comunidad boscosa, parte de un organismo muerto forma un ecosistema completo, en el cuerpo de un tronco, y en la superficie de ese tronco se puede encontrar un paisaje de poblaciones de musgos. Donde las comunidades requieren estar en el interior de los ecosistemas, y los organismos son por necesidad partes de una población en el interior de las comunidades, entonces, un número muy limitado de explicaciones (derivadas de las jerarquías o niveles de integración) puede ser propuestas para toda la riqueza de la ecología y sus fenómenos. Es necesario mantener el orden de escala separado de los dispositivos conceptuales para asignar conceptos ecológicos a tipos de fenómenos ecológicos. La ecología es más que meso escalas complicadas de química y física. Sin embargo, el material ecológico funciona en una forma que está limitada a lo que los sistemas físicos y químicos puedan hacer. Las leyes físicas no son violadas por las de la ecología, pero tampoco las leyes físicas son una explicación suficiente de los fenómenos ecológicos. Sobre las limitaciones físicas existen otros límites impuestos por lo que las reglas ecológicas permiten como un subconjunto de lo que es físicamente posible. La física da lo que es posible, mientras que lo que es permitido viene de las cosas que los ecólogos reconocen, como comunidades. El caso especial de lo que es permitido hace de la ecología una disciplina autónoma, que es más que una mera extensión de las ciencias físicas. Sin embargo, si nosotros insistimos en describir un sistema de parasitismo, como si no fuera más que un sumidero de material químico, esto nos daría una visión muy estéril del sistema. Una perspectiva de éste estilo carece de poder predictivo a través de un amplio conjunto de interesantes fenómenos ecológicos (Allen & Hoekstra, 1990).

Simultáneamente, en las aproximaciones a los estudios ecológicos se definen aspectos de escalas geográficas de observación, que resultan en estudios de microescalas, mesoescalas o macroescalas. Estas escalas se refieren a las magnitudes geográficas de la entidad en estudio.

En estudios de tipo ecológicos son necesarios tanto los flujos físicos, escala dependientes, como los constructos intelectuales con significado ecológico, tales como el concepto de comunidad, para considerar la riqueza de la situación ecológica (Allen & Hoekstra, 1990).

En ecología, la esencia de modelar está en ayudar a entender como pasar de la escala de una hoja a la de ecosistema en el paisaje y más allá, y en como traspasar la información esencial desde escalas finas a escalas más amplias y viceversa, evitando enredarse en detalles innecesarios. Un buen modelo no intenta reproducir cada detalle del sistema biológico. Más aún, el objetivo de un modelo debería ser el preguntarse cuanto detalle puede ser ignorado sin producir resultados que contradigan conjuntos específicos de observaciones, en la escala particular de interés. La referencia al "sistema particular de interés" enfatiza un punto fundamental: no hay una escala única "correcta" en la cual describir poblaciones o ecosistemas, la escala, los componentes y los límites del ecosistema quedan definidos por la pregunta que buscamos responder (Levin, 1992).

Los sistemas ambientales, por estar constituidos por componentes de naturaleza muy variada son difíciles de modelar, en nuestro caso la modelación comprende

particularmente el ecosistema como sistema físico, de tal manera que la complejidad del modelo se relaciona especialmente al flujo de elementos en el ecosistema.

4. Complejidad de los problemas ambientales

Los sistemas complejos se caracterizan por cambios no esperados a nuevas conductas provenientes de las conductas no lineales de y entre sus componentes. Para evaluar y predecir esos cambios es necesario entender la conducta del sistema completo. Sin embargo, es posible hacer gestión ambiental y entender los sistemas complejos, al menos en algunos niveles. La presencia de caos puede significar que una predicción exacta en niveles de resolución finos no es posible en términos analíticos, pero el comportamiento a nivel de sistema en escalas superiores podría ser predecible tanto en el corto como en el largo plazo, usando una variedad de aproximaciones de modelación (Hansell et al. 1997). Tener éxito en esta tarea requiere describir la dinámica total del sistema. Los modelos analíticos, los análisis de series de tiempo y la simulación constituyen alternativas para evaluar los sistemas altamente no lineales usando la aproximación ecosistémica y examinando la resiliencia de ellos a través de sus atractores, o áreas del espacio - estado hacia los cuales tienden los sistemas (Hansell et al. 1997).

ANEXO 2. Concentración de cobre en componentes vegetación, mantillo y suelo de ecosistemas perturbados y no perturbados

Tabla A.2.1. Concentraciones de cobre en vegetación.

Sub componente	Cu (ppm)	Tipo de vegetación	Lugar	País	Referencia	Citado por	
Madera	1.2 a 4.3	Bosque esclerófilo	Quintay	Chile	Delgado, 1996		
Madera	4.6 a 15.2	Bosque esclerófilo	Ventanas	Chile	Delgado, 1996		Contaminado
Madera	1.7	Bosque deciduo	Pantanillo	Chile	Serey, 1997		
Madera	0.34	Bosque siempreverde	Pantanillo	Chile	Serey, 1997		
Madera	1.94	Bosque deciduo	El Roble	Chile	Serey, 1997		
Madera	1.7	Bosque siempreverde	El Roble	Chile	Serey, 1997		
Madera	1.15	Bosques mediterráneos	Global		Serey, 1997		
Madera	2	Bosque de abetos	Centro	Suecia	Tyler, 1972	Adriano, 1986 p.201	Contaminado
Ramillas	6.5 a 16.34	Bosque esclerófilo	Quintay	Chile	Delgado, 1996		
Ramillas	43.3 a 112.7	Bosque esclerófilo	Ventanas	Chile	Delgado, 1996		Contaminado
Ramillas	7.06	Bosque deciduo	Pantanillo	Chile	Serey, 1997		
Ramillas	7.41	Bosque siempreverde	Pantanillo	Chile	Serey, 1997		
Ramillas	17	Bosque deciduo	El Roble	Chile	Serey, 1997		
Ramillas	13.09	Bosque siempreverde	El Roble	Chile	Serey, 1997		
Ramillas	11.3	Bosques mediterráneos	Global		Serey, 1997		
Ramillas	4.8	Bosques templados		Noruega	Lobersli y Steinns, 1988	Delgado, 1996	
Ramillas	42 a 76	Bosque de abetos	Centro	Noruega	Tyler, 1972	Adriano, 1986 p.201	Contaminado
Hojas	2.58 a 5.86	Bosque esclerófilo	Quintay	Chile	Delgado, 1996		
Hojas	10.0 a 43.6	Bosque esclerófilo	Ventanas	Chile	Delgado, 1996		Contaminado
Hojas	5	Bosques templados	Centro	Noruega	Lobersli y Steinns, 1988	Delgado, 1996	
Hojas	7.2	Ecosistemas semiáridos	Sonora	EEUU	Gabriel y Patten, 1994		
Hojas	10.4	Ecosistema templado	Europa?		Billet et al., 1991		
Hojas	28	Hojas maternal de la costa	Guacolda	Chile	Gonzalez, 1991 p.71		
Hojas	67 a 856	Hojas adultas eucalipto	Puchuncaví	Chile	Gonzalez, 1986 p.304		Recolección
Hojas	4.4 a 8.1	Bosque de abetos	Centro	Suecia	Tyler, 1972	Adriano, 1986 p.201	Contaminado

Tabla A.2.2. Concentraciones de cobre en mantillo.

Sub componente	Cu (ppm)	Tipo de vegetación	Lugar		Referencia	Citado por	
Hojarasca	7,2 a 11,3	Bosque esclerófilo	Quintay	Chile	Delgado, 1996		
Hojarasca	103,0 a 365,9	Bosque esclerófilo	Ventanas	Chile	Delgado, 1996		Contaminado
Hojarasca	3,92	Bosque decíduo	Pantaniño	Chile	Serey, 1997		
Hojarasca	4,29	Bosque siempreverde	Pantaniño	Chile	Serey, 1997		
Hojarasca	18,12	Bosque decíduo	El Roble	Chile	Serey, 1997		
Hojarasca	13,01	Bosque siempreverde	El Roble	Chile	Serey, 1997		
Hojarasca	9,84	Bosques mediterráneos	Global		Serey, 1997		
Hojarasca	5 a 14	Bosque Nothofagus pumilio	Torres del Paine	Chile	Préndez et al., 1994		
Hojarasca	9 a 16	Bosques	Torres del Paine, Chile		Wiersma et al., 1989		
Hojarasca	11	Bosques	Olympic National Park, USA		Wiersma et al., 1989		
Hojarasca	28	Bosques	Glacier National Park, USA		Wiersma et al., 1989		
Hojarasca	13,5	Bosques templados	Europa		Laskowski et al., 1995		
Hojarasca	18	Bosques templados	Europa		Weigmann, 1991		
Hojarasca	260	Bosque de abetos	Suecia		Tyler, 1972	Adriano, 1986 p.201	Contaminado
Mantillo de ramas	10,1 a 70,6	Bosque esclerófilo	Quintay		Delgado, 1996		
Mantillo de ramas	190,6 a 538,6	Bosque esclerófilo	Ventanas		Delgado, 1996		Contaminado
Mantillo de ramas	4,7	Bosque decíduo	Pantaniño		Serey, 1997		
Mantillo de ramas	7,92	Bosque siempreverde	Pantaniño		Serey, 1997		
Mantillo de ramas	12,9	Bosque decíduo	El Roble		Serey, 1997		
Mantillo de ramas	41,98	Bosque siempreverde	El Roble		Serey, 1997		
Mantillo de ramas	16,96	Bosques mediterráneos	Global		Serey, 1997		
MPD	61,4 a 106,4	Bosque esclerófilo	Quintay		Delgado, 1996		
MPD	854,3 a 1786,8	Bosque esclerófilo	Ventanas		Delgado, 1996		Contaminado
MPD	18,41	Bosque decíduo	Pantaniño		Serey, 1997		
MPD	16,12	Bosque siempreverde	Pantaniño		Serey, 1997		
MPD	70,37	Bosque decíduo	El Roble		Serey, 1997		
MPD	48,07	Bosque siempreverde	El Roble		Serey, 1997		
MPD	38,54	Bosques mediterráneos	Global		Serey, 1997		
MPD	47	Bosques templados	Europa?		Weigmann, 1991		

Tabla A.2.3 Concentraciones de cobre en el suelo

Sub componente	Cu (ppm)	Tipo de vegetación	Lugar		Referencia	Citado por	
Suelo-S	28,4 a 594,84	Bosque esclerófilo	Quintay		Delgado, 1996		
Suelo-S	32,4 a 342,15	Bosque esclerófilo	Ventanas		Delgado, 1996		Contami
Suelo-10	17,4 a 69,2	Bosque esclerófilo	Quintay		Delgado, 1996		
Suelo-10	34,0 a 103,1	Bosque esclerófilo	Ventanas		Delgado, 1996		Contami
Suelo	2 a 250	Contenidos naturales grúes	Global		Page, 1974	Adriano, 1986 p.184	
Suelo	2 a 100	Rango normal suelos	Global		Swaine, 1955	Ross, 1994 p.9	
Suelo	60 a 125	Considerados tóxicos	Global		Kahata, Pendias, 1984	Ross, 1994 p.9	
Suelo	150 a 200	Considerados normales	Global		Fiebig, 1978		
Suelo	46,95	Bosques mediterráneos	Global		Serey, 1997		
Suelo	3,76	Bosque decíduo	Pantaniño		Serey, 1997		
Suelo	1,4	Bosque siempreverde	Pantaniño		Serey, 1997		
Suelo	82,56	Bosque decíduo	El Roble		Serey, 1997		
Suelo	100,05	Bosque siempreverde	El Roble		Serey, 1997		
Suelo	9,5	Suelo 0-20 cm	Quintero, Chile		González y Bergqvist, 1986		Extracido
Suelo	12,1	Bosques templados	Europa		Laskowski et al., 1995		
Suelo	10,2	Bosques templados	Nonuega		Lobersli y Steins, 1988		
Suelo	17	Ecosistemas semiáridos	USA y México		Gabriel y Patten, 1994		
Suelo	27	Bosques templados	Europa		Weigmann, 1991		
Suelo	9	Ecosistema seco costero	V Región, Chile		González y Bergqvist, 1996		
Suelo	15	Ecosistema templado	Europa		Billet et al., 1991		
Suelo	35 a 206	Valle del Aconcagua	Chile		Gonzalez, 1986 p.325		Extracido
Suelo	39 a 1180	Valle Cachapoal	Chile		Gonzalez, 1991 p.69		Horizont
Suelo	14 a 320	Valle Tinguiririca	Chile		Gonzalez, 1991 p.69		Horizont
Suelo	14 a 160	Valle Elqui	Chile		Gonzalez, 1991 p.69		Horizont
Suelo	36 a 100	Valle Limarí	Chile		Gonzalez, 1991 p.69		Horizont
Suelo	42 a 856	Valle Río Mapocho	Chile		Gonzalez, 1992 p.323		Horizont
Suelo	8 a 243	Valle Río Maipo	Chile		Gonzalez, 1992 p.323		Horizont
Suelo	53 a 1570	Catemu V Región	Chile		Gonzalez, 1991 p.74		
Suelo	108 a 1062	Cachapoal VI Región	Chile		Gonzalez, 1991 p.74		
Suelo	43 a 937	Pudahuel RM	Chile		Gonzalez, 1991 p.74		
Suelo	670, 937, 1116	Pudahuel RM	Chile		Gonzalez, 1992 p.325		Horizont resp. clu
Suelo	240	Cerro Quebrada de la Plata	Chile		De Grys, 1961	Lagos et al., 1997	
Suelo	332	Tiltil	Chile		Barrazabal, 1977	Lagos et al., 1997	
Suelo	120	Lo Aquirre	Chile		Páez, 1989	Lagos et al., 1997	
Suelo	323	Noviciado, Pudahuel	Chile		ISP, 1996	Lagos et al., 1997	
Suelo	2,3 a 252	Halkin Mountains	North Wales, England		Davies and Roberts, 1978	Davies, 1994	Referen
Suelo	2 a 16	Bosque Nothofagus pumilio	Torres del Paine, Chile		Préndez et al., 1994		
Suelo	3 a 4	Bosques.....	Torres del Paine, Chile		Wiersma et al., 1988		
Suelo (1)	37 a 63	Bosque esclerófilo	Río Clarillo, Chile		Lienlaf, 1996		
Suelo 0-40 cm	270 a 388	Maipú	Chile		Fiebig, 1978		
Suelo 40 - 150 cm	208 a 1180	Maipú	Chile		Fiebig, 1978		
Suelo 150-210 cm	332 a 533	Maipú	Chile		Fiebig, 1978		
Suelo 0-30 cm	347		Chile		Schalscha y Ahumada, 1998		No Inicm
Suelo 30 - 60 cm	193		Chile		Schalscha y Ahumada, 1998		No Inicm

Tabla A.2.3. Concentraciones de cobre en suelo (continuación).

Zonas regadas con riles y aguas servidas

Sub componente	Cu (ppm)	Tipo de vegetación	Lugar	Referencia	Citado por	
Suelo 0-30cm	664 a 928	Maipu Zanjón de la Aguada	Chile	Fiebich, 1978		Mediciones en
Suelo 30-70 cm	604 a 1063	Maipu Zanjón de la Aguada	Chile	Fiebich, 1978		Mediciones en
Suelo 70-110 cm	736 a 1735	Maipu Zanjón de la Aguada	Chile	Fiebich, 1978		Mediciones en
Suelo 110-150 cm	890 a 1559	Maipu Zanjón de la Aguada	Chile	Fiebich, 1978		Mediciones en
Suelo 150-190 cm	829 a 1810	Maipu Zanjón de la Aguada	Chile	Fiebich, 1978		Mediciones en
Suelo 0-30 cm	470	Riego con Zanjón de la Aguada	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		
Suelo 30 - 60 cm	554	Riego con Zanjón de la Aguada	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		

Tabla A.2.3. Concentraciones de cobre en suelo (continuación).

Zonas cercanas a fundiciones de metales

Sub componente	Cu (ppm)	Tipo de vegetación	Lugar	Referencia	Citado por	
Suelo-s	196	Bosque esclerófilo	Ventanas	Delgado, 1996		
Suelo-10	69	Bosque esclerófilo	Ventanas	Delgado, 1996		
Suelo 1983	78 a 1214	Sitio 5, Ventanas 1983/84	Chile	Gonzalez y Bergqvist, 1986	Gonzalez, 1994	
Suelo 1991	242 a 7921	Sitio 5, Ventanas 1991	Chile	Gonzalez y Bergqvist, 1986	Gonzalez, 1994	Colapso rebau
Suelo	11.6 a 1128	Puchuncaví	Chile	Gonzalez, 1991 p.74		Muestras 159
Suelo 0-20cm	8 a 266	Puchuncaví, Sur Ventanas	Chile	Gonzalez, 1986 p.302		Muestras 158
Suelo 0-20cm	31 a 829	Puchuncaví, Este Ventanas	Chile	Gonzalez, 1986 p.302		Muestras 158
Suelo 0-20cm	9 a 137	Puchuncaví Norte Ventanas	Chile	Gonzalez, 1986 p.302		Muestras 158
Suelo 0-20cm	24 a 715	Nos, San Bernardo	Chile	Gonzalez, 1992 p.325		Muestras 159
Suelo	70 a 1425	Pudahuel	Chile	González, 1992 p.327		Muestras 159
Relave	19180	Pudahuel	Chile	González, 1992 p.327		Muestras 159
Suelo-relave	1560	Pudahuel	Chile	González, 1992 p.327		Muestras 159
Suelo	600 a 1200	Palmerton	Montana, USA	Buchauer, 1973	Ross, 1994 p.16	Fundición de i
Suelo	2071	Sudbury	Ontario, Canadá	Hutchinson and Whitby, 1973	Ross, 1994 p.16	Fundición de i

ANEXO 3. Valores de biomasa total, vector de composición e incremento anual en bosques de Chile y el mundo

Tabla A.3.1. Estimaciones de biomasa en reservorio vegetación

Lugar	Latitud	Tipo de bosques	Biomasa t/ha	Composición %							Referencia	Citad		
				madera	tronco	ramas	ramillas	total	hojas	otros			raíces	
General		Caducifolios	200-500										Rodin y Bazilevich, 1967	
General		Deciduos	100-500										Rodin y Bazilevich, 1967	
Chile (1)	37o S	Nothofagus glauca	380,6 (366)	54 a 56 (2)	33 a 37	s/A	87 a 93	4 a 5	1 a 2	s/A			Gómez, 1976 p.13,14	
Chile (1)	35o S	Baldos	0,2 0,8 4,5	51 a 54 (3)	23 a 29	s/A	74 a 83	10 a 13	s/A	s/A			Kannegiesser, 1987	
Chile (1)	35o S	Ruil	238,32 268.84 (5)	62,5	35,4	s/A	97,9	2,1	0,01	s/A			Pedrasa, 1989 cuadro 9 p.51 Pedrasa, 1989 p.49 y p.76	
Chile	?	Quillay	20	79	15	s/A	94	6	s/A	s/A			Toral, 1986	
Nva Zelandia	41o S	Pino		85	12	s/A	97	3	s/A	s/A			Madgwick, Jackson, Knight (1977)	Parde
Canadá	45o N	Picea sp.		65 a 70	5 a 10	s/A	70 a 80	10 a 15	s/A	10 a 20			Overend (1978)	Parde
Rusia Sur	50o N	Quercus sp. Oak		75	12	s/A	87	0,3	s/A	21			Remezov & Bykova, 1975	Parde
Bélgica	50o N	Sessile oak	213	54	16	9	79	1	s/A	20			Kestemont, 1975	Parde
Checoslovaquia	49o N	Pedunculate oak	360	69	17	0	86	1	s/A	13			Vyskot, 1976	Parde
Francia Languedoc	45o N	Holm oak	269	87	10	s/A	97	3	s/A	17 (4)			Loissant & Rapp, 1978	Parde
Bélgica	50o N	Haya	446	50	32	s/A	82	1	s/A	17			Kestemont, 1975	Parde
Francia Fontaineb.	48o N	Haya	292	67	16	2	85	1	s/A	14			Lemée, 1978	Parde
Checoslovaquia	49o N	Abeto plateado	134	70	14	s/A	84	5	s/A	11			Vyskot, 1976	Parde
Italia Apeninos	42o N	Abeto plateado	320	76	9	s/A	85	5	s/A	10			Cantiani, Hellright, 1974	Parde
Italia Apeninos	42o N	Abeto plateado	534	78	8	s/A	86	3	s/A	11			Cantiani, Hellright, 1975	Parde
Reino Unido	52o N	Oak, maple, birch	140	s/A	s/A	s/A	81	2	s/A	17			Satchell, 1971	Parde
Bélgica	50o N	Abeto noruego	232	73	7	s/A	80	7	s/A	13			Kestemont, 1975	Parde
Alemania Bavaria	49o N	Abeto noruego	312	86	9	s/A	95	5	s/A	s/A			von Droste, 1969	Parde
Bélgica	50o N	Abeto Douglas	471	78	6	s/A	84	2	s/A	14			Kestemont, 1975	Parde
Francia Oeste	48o N	Corsican pine	55,7	61	15	s/A	76	10	s/A	14			Ranger, 1978	Parde
Francia Oeste	48o N	Corsican pine	128	53	20	s/A	73	13	s/A	14			Ranger, 1978	Parde
Polonia Kampinos	53o N	Scots pine	303	67	10	1	78	2	s/A	20			Jócefaciukova, 1975	Parde

Notas:

(1): valores experimentales de los que se tiene antecedentes debilitados

(2): coexistencia 5 a 14%

(3): coexistencia 5 a 5%

(4): estimado de literatura

(5): 30,52 t/ha peso seco del manillo, horizontes orgánicos p.76

(6): sí: sin información

Tabla A.3.2. Incremento de biomasa en reservorio vegetación.

Lugar	Latitud	Tipo de bosque	producción primaria neta sobre tierra t/há/año	%	producción primaria neta total t/há/año	Composición %						Referencia	
						madera tronco	ramas	ramillas	total	hojas	otros		raíces
		Rodal maduro	7 a 12										Rodin y Bazilevich, 1967
EEUU	46o N	Liriodendron tulipifera	24,1										Franklin, Jerry y Waring, 19
Nva Zelandia	46o S	Nothofagus truncata	9,0										Miller 1971
		Quercus marilandica y Quercus stellata	14,9			29	33	sí	62	38	sí	sí	Johnson y Risser, 1974
Chile (1)	35o S	Ruil	6,3			24	14	sí	38	62	sí	sí	Pedrasa, 1989. Cuadro 25 (1
EEUU	41o N	Roble pino	9,3	78	11,9	26	21	14	61	38	1	22	Whittaker & Woodwell, 1971
Bélgica	50o N	Roble con hombeam	10,9	87	12,6	23	31	19	73	28	1	13	Duvigneaud & Kestemont, 19
Francia													
Checoslovaquia	49o N	Pedunculate oak	7,5	94	8,0	36	9	8	53	47	sí	6	Vyskot, 1976
Francia	45o N	Hdm oak	6,5	100	6,5	26	14	sí	40	60	sí	sí	Lossaint & Rapp, 1978
Francia													
Languedoc													
Bélgica	50o N	Haya	10,5	84	12,5	24	41	4	69	31	sí	16	Duvigneaud & Kestemont, 19
Milwari													
Bélgica	50o N	Abeto Douglas	22,6	85	26,5	66	23	sí	89	11	1	15	Duvigneaud & Kestemont, 19
Milwari													
Francia	48o N	Haya	8,2	91	9,0	sí	sí	sí	59	41	sí	9	Lemée, 1978
Francia													
Forêt de Bessou													
Bélgica	50o N	Haya	7,8	81	9,6	29	27	sí	56	44	sí	19	Devillez et al., 1973
Les													
talles													
Bélgica	50o N	Abeto Noruego	12,9	76	17	53	28	sí	81	18	1	24	Duvigneaud & Kestemont, 19
Milwari													
Alemania	49o N	Abeto Noruego	15,5	100	15,5	38	21	sí	59	41	sí	sí	won Droste, 1969
Bavaria													
Italia	42o N	Abeto plateado	12,4	90	13,8	51	6	sí	57	43	sí	10	Hellrigl, Caniani, 1974
Apeninos													

600 g C/m² /año

Notas:

(1): valores experimentales de los que se tiene antecedentes detallados

(2): sí: sininformación

ANEXO 4. Valores de masa y vector de composición del mantillo

Tabla A.4.1. Estimaciones de masa y composición reservorio.

Lugar	Latitud	Tipo de bosques	estación del año	masa t/há	Horizontes (2) %			Hojas %	Ramillas y ramas %	Cortezas %	Frutos %	Otros %	Referencia	
					L	F	H							
Chile (1)	33o S	Quillay litre	primavera	47,85 (3)	sí	sí	sí	sí	sí	sí	sí	sí	Lienlaf, 1996	
Chile (1)	33o S	Peumo litre	primavera	36,88 (3)	sí	sí	sí	sí	sí	sí	sí	sí	Lienlaf, 1996	
Chile (1)	35o S	Ruil	verano	30,5	3	29	68	sí	sí	sí	sí	sí	sí	Pedrasa, 198
			otoño	28,3	9	35	56	sí	sí	sí	sí	sí	sí	
			invierno	22,1	23	77	0	sí	sí	sí	sí	sí	sí	
			primavera	91,3	6	28	66	sí	sí	sí	sí	sí	sí	
Chile (1)	37o S	Hualo	primavera	12 (4)				62	13	sí	16	9 (4)	Puente, 1980	
		General a nivel mundial						60% - 76%	12% - 15%	1-14%	1-17%		Bray y Gorha	
								48% - 64%					Fassbender y 1981	

Notas:

(1): valores experimentales de los que se tiene antecedentes de estudios

(2): mantillo, horizontes orgánicos L (material fresco), F (firm entado), H (humus)

(3): tierra de hojas

(4): incluye flores, yemas, res los de corteza, desechos, liques y semillas

(5): variación entre 6 y 18 t/há

(6): 15 muestras de 0,1m²

sí: sininformación

Tabla A.4.2. Biomasa que cae anualmente sobre el mantillo

Lugar	Latitud	Tipo de bosque	Materia seca t/ha/año	Composición	Epoca del año	Referencia	Citado por
Congo-Africa	1o N	Tropical Secundario	14,9			Laudelot y Meyer, 1954	Donoso, 1994 p.246
Ghana-Africa	6o N	Tropical secundario	10,5			Nye, 1961	Donoso, 1994 p.246
USA	36o N	Coníferas templado	6,6			Olson, 1958	Donoso, 1994 p.246
Chile (1)	33o S	Quillay litre	1,06	83 % hojas; ramas 9,6 % ; semillas 6,6 % ; cortezas 0,8 %	>verano>otoño, invierno, primavera	Lienlaf, 1996 p.29	900 m s.n.m.
Chile (1)	33o S	Peumo litre	1,14	81,9 % hojas; ramas 6,1 % ; semillas 11,5 % ; cortezas 0,5 %	verano > primavera	Lienlaf, 1996 p.33	
Chile (1)	35o S	Ruil	3,13	80,4 % hojas; 10,8 % ramas; 3 % corteza; 1 % frutos, 1 % liqueses; 4 % cubiertas de vermas	verano, otoño > primavera	Pedrasa, 1989 (1)	
Chile	36o S	Bosque abierto caducifolio	7,8			Puente y Gómez, 1977	Donoso, 1994 p.246
Chile (1)	36o S	Hualo	3,0	62 % hojas; ramillas 13 % , cupulas 3 % , semillas 16 % , varios 6 %	Setiembre, Octubre	Puente, 1980 p.8	Pedrasa p.59 Lienlaf;
Australia	37o S	Eucalyptus	8,1			Ashton, 1961	Donoso, 1994 p.246
Chile	37o S	Hualo	4,5			Gómez, 1976 p.17	
Chile	39o S	Olivillo	20,7		verano > invierno	Riveros y Alberdi 1978 p.80 (1)	Pedrasa p.59 Lienlaf;
Nueva Zelanda	41o S	Templado Nothofagus	5,7			Miller y Hurst, 1957	Donoso, 1994 p.246
Chile	40o S	Templado Coigüe, raulí, tepa, mañío	5,4			Burshel et al., 1970	Donoso, 1994 p.246
Chile	40o S	Templado Coigüe, tepa, mañío trevo	5,7			Becker, 1981	Donoso, 1994 p.246
Chile	40o S	Templado secundario roble, raulí, coigüe	5,9			Becker, 1981	Donoso, 1994 p.246
Chile	40o S	Templado secundario roble, laurel, lingue, olivillo	7,3			Becker, 1981	Donoso, 1994 p.246
Canadá	44o N	Templado caducifolio	4,3			Bra y, 1957	Donoso, 1994 p.246
Chile	40o S	Siempre verde templado, lluvioso costero	3,8			Donoso et al., 1987	Donoso, 1994 p.246
Chile	41o S	Siempre verde templado, lluvioso andino	4,2			Donoso et al., 1987	Donoso, 1994 p.246
Chile	40o S	Conífero, alerce costero	3,3			Donoso et al., 1987	Donoso, 1994 p.246
		Plantaciones jóvenes (<20 años)		75 a 80 % hojas		?	Pedrasa, 1989 p.23
		Bosques maduros		40 a 65 % hojas		?	Pedrasa, 1989 p.23
		Sistemas caducifolios		80 a 90 % hojas; 4 a 12 % ramillas y ramas; 1 a 7 % frutos		Rodin y Bazilewich, 1967	Pedrasa, 1989 p.23

Notas:
(1): valores experimentales de los que se tiene antecedentes detallados

ANEXO 5. Concentraciones de cobre en agua y en aire

Tabla A.5.1. Concentraciones de cobre en agua

Componente	Cu	Lugar	País	Referencia	Citado por	Observaciones
Aguas corrientes	1 a 15 ug/l	Concentraciones típicas	Australia	Batley et al., 1997 p.93		
Aguas en estuarios	0.1 a 5 ug/l	Concentraciones típicas	Australia	Batley et al., 1997 p.93		
Aguas costeras	0.05 a 5 ug/l	Concentraciones típicas	Australia	Batley et al., 1997 p.93		
Lagos	0.1 a 2 ug/l	Lagos de bosques lejanos a fuentes de contaminación	Suecia	Borg, 1997 p.151		
Sedimentos de ríos, lagos y aguas costeras	100 a 200 ppm	Lago Erie	USA	Nriagu et al., 1978	Nriagu, 1979 p.14	
	> 300 ppm	Río Hudson y Bahía de New York	USA	Nriagu et al., 1978	Nriagu, 1979 p.14	
	280 ppm	Lago Risten	Suecia	Lithner et al., 1996	Borg, 1997 p.154	Mina de Cuabandón en Berdo
	210 a 12000 ppm	Sorjord (1)	Noruega	Skei et al., 1972	Nriagu, 1979 p.14	MÁS ALTOS REGISTRO:
Precipitaciones	0.2 a 13 ug/litro	Noreste Escocia	USA	Balls, 1987	Ross, 1994 p.202	
	< 1 a 16 ug/litro	Sur Nueva Jersey	USA	Swanson and Johnson, 1980	Ross, 1994 p.202	
	2.3 a 2.5 ug/litro	Solling	Alemania	Schultz, 1987	Ross, 1994 p.202	
	0.9 a 66 ug/litro	seis lugares	Suecia	Ross, 1987	Ross, 1994 p.202	
	20 ug/litro	Fönnskär	Suecia	Ross et al., 1986	Persson et al., 1987 p.233	
	< 0.02 mg/litro	Tomes del Paine	Chile	Wiersma, 1988 p.47		
Corrientes superficiales	< 0.52 mg/l	Tomes del Paine	Chile	Wiersma et al., 1989		
	0.5 a 2.5 ug/l	Ríos	Suecia	Borg, 1997 p.152		
Queenca Río Mapocho	2.51 mg/l	Yerba Loca, RM	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 2
	19.97 mg/l	San Francisco, RM	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 3
	0.44 mg/l	Molina	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 5
	5.75 mg/l	Mapocho antes de ciudad	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 5
	1.63 mg/l	Mapocho en ciudad	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 7
	0.92 mg/l	Mapocho salida de ciudad	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 8
	0.36 mg/l	Zanjón de la Aguada	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 10
	0.49 mg/l	Mapocho, P.Hurtado	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 11
	0.28 mg/l	Mapocho, Talagante	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 12
	0.441 mg/l		Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		
	0.02 a 17.5 mg/l	Diferentes alturas	Chile	Lagos et al., 1997 p.22		Enero, Abril, Julio y Oct. 1983
Queenca Río Maipo	0.01 mg/l	El Volcán, RM	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 15
	0.01 mg/l	El Yeso	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 18
	0.03 mg/l	Maipo en cordillera	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 20
	0.04 mg/l	Maipo antes ciudad	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 21
	0.08 mg/l	Maipo cerca Buin	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 24
	0.02 mg/l	Maipo entrada Melipilla	Chile	Gonzalez, 1991 p.26		sitio 26
	0.02 mg/l		Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		
	0.03 a 0.33	Diferentes alturas	Chile	Lagos et al., 1997 p.22		Enero, Abril, Julio y Oct. 1983
Zanjón de la Aguada	0.04 a 0.56 mg/l	Diferentes alturas por 18km	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		
	0.43 mg/l	km 18 año 1984	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		
	0.24 mg/l	km 18 año 1989	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		
	0.29 mg/l	km 18 año 1994	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		

Tabla A.5.2. Concentraciones de cobre en atmósfera

Queenca Río Cachapoal	< 0.02 a 36.58 mg/l	Coya a Ahué	Chile	Gonzalez, 1991 p.68		1988
	0.57 mg/l		Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		No información de chi en el grado de med
	1.07 mg/l	año 1988	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		No información de medidores
	0.59 mg/l	año 1993	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		No información de medidores
	0.30 mg/l	año 1995	Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		No información de medidores
Queenca Río Tinguiririca	< 0.03 mg/l	Chimbarongo a El Huique	Chile	Gonzalez, 1991 p.68		1988
Queenca Río Aconcagua	0.31 mg/l		Chile	Schalscha y Ahumada, 1998		No información de chi en el grado de med
Queenca Río Elqui	< 0.02 a 0.41 mg/l	Río Turbio a La Serena	Chile	Gonzalez, 1990 p.66		1987
Queenca Río Limarí	< 0.02 a 0.05 mg/l	Ovalle a Barraza	Chile	Gonzalez, 1990 p.66		1987
Lago Peñuelas	0.015 - 0.029 mg/l	Frente bocanera planta de tratamiento de aguas y centro costero	Chile	Reymond, 1984		Medidos primavera 1983
	0.007 - 0.010 mg/l	Frente bocanera planta de tratamiento de aguas y centro costero	Chile	Reymond, 1984		Medidos otoño 1983
Lago Rapel	0.032 a 0.068 mg/l	Puntos centrales	Chile	Reymond, 1984		Medidos primavera 1983
	0.001 a 0.014 mg/l	Puntos centrales	Chile	Reymond, 1984		Medidos otoño 1983
Laguna Aculeo	0.042 a 0.043 mg/l	Puntos centrales	Chile	Reymond, 1984		Medidos primavera 1983
	0.020 a 0.048 mg/l	Puntos centrales	Chile	Reymond, 1984		Medidos otoño 1983
Laguna Carén	0.319 a 0.500 mg/l	Puntos centrales	Chile	Reymond, 1984		Primavera 1982 Meses después d
	0.047 a 0.081 mg/l	Puntos centrales	Chile	Reymond, 1984		Mina La Aguirre Medidos Verano 1984

Nota:

(1): recibe gran cantidad de riles.

Tabla A.5.2. Concentraciones de cobre en atmósfera

Componente	Cu	Lugar	País	Referencia	Citado por
Aire					
Aire urbano	3 a 200 ng/m ³	Global		Nriagu, 1979 p.14	
Aire	8 a 4900 ng/m ³	Global	Europa	Bowen, 1979	Ross, 1994 p.14
Aire	5 a 1100 ng/m ³	Global	EEUU	Bowen, 1979	Ross, 1994 p.14
Aire	200 a 300 ng/m ³	Volcanes Hawai y Etna		Bowen, 1979	Ross, 1994 p.14
Aire urbano 1976-1983 (1)	370 ng/m ³	Santiago	Chile	Préndez, 1994	
Aire urbano 1976-1983 (2)	61 ng/m ³	Santiago	Chile	Préndez, 1994	
Aire urbano 1976-1983 (3)	63 ng/m ³	Santiago	Chile	Préndez, 1994	
Aire urbano 1984 8 (2)	40 a 261 ng/m ³	Antofagasta	Chile	Calculado desde Hrepic et al., 1983	Préndez, 1994
Aire urbano 1981 (1)	90 a 150 ng/m ³	Rancaqua	Chile	Alvarez, 1981	Préndez, 1994
Aire urbano 1978-1980	60 ng/m ³	Caracas	Venezuela	Sanhueza y Lissi, 1980	Préndez, 1994
Aire urbano 1984	74 ng/m ³	Sao Paulo	Brasil	Orsini y Biveres, 1980	Préndez, 1994
Aire	0.36 a 3.7 ng/m ³	Torres del Paine	Chile	Wiersma et al., 1989 p.45	
Aire	5.6 ng/m ³	Olympic National Park	EEUU	Davidson et al., 1985	Wiersma et al., 1989
Aire	1.3 ng/m ³	Montaña Chacaltaya	Bolivia	Adams et al., 1977	Wiersma et al., 1989
Aire	0.31 ng/m ³	Thule	Groenlandia	Heidam, 1981	Wiersma et al., 1989
Aire	0.059 a 0.079 ng/m ³	Antártica		Cunningham y Zoller, 1981	Wiersma et al., 1989
Deposición					
Cu desde atmosfera	>100 mg/m ² /año	New York	EEUU	Nriagu, 1979 p.14	
Deposición seca	3 mg/m ²	Rönnskär, zona industrial	Suecia	Rühling, 1984, 1985	Persson et al. 1997 p.232
Deposición húmeda (nieve)	6 ug/l	Rönnskär, zona industrial	Suecia	Ross et al. 1986	Persson et al. 1997 233
MP sedimentable	0.034 a 1.87 mg/m ² /día	Chañaral cerca relaves	Chile	CIMM, 1999	
MP sedimentable	0.006 a 0.01 mg/m ² /día	San Pedro	Chile	CIMM, 1999	
MP sedimentable	0.127 a 0.068 mg/m ² /día	Copiapó cerca Fundación Paipote	Chile	CIMM, 1999	
Otros					
Polvo de calles y suelos de parques urbanos	>1000 ppm	Global		Hamilton, 1976	Nriagu, 1979 p.14
Polvo de casas	700 a 900 ppm	Global		Hamilton, 1976	Nriagu, 1979 p.14

Notas:

(1): Mejor a 45m

ANEXO 6. Ecuaciones generales y en estado estacionario del modelo del ecosistema bosque esclerófilo

ECUACIONES GENERALES DEL MODELO DEL ECOSISTEMA BOSQUE ESCLERÓFILO

```

Cu_en_mantillo(t) = Cu_en_mantillo(t - dt) + (funcion_de_mortalidad +
deposicion_Cu_mantillo - funcion_de_transferencia) * dt
INIT Cu_en_mantillo = 392
funcion_de_mortalidad = GRAPH(Cu_en_vegetacion)
(400, 8.00), (800, 16.0), (1200, 28.8), (1600, 38.4), (2000, 50.0), (2400, 2400), (2800,
0.00), (3200, 0.00), (3600, 0.00), (4000, 0.00)
deposicion_Cu_mantillo =
IF(Cu_en_mantillo<=saturacion_mantillo)THEN(deposicion_Cu)ELSE(IF(depositacion
n_Cu>funcion_de_transferencia)THEN(funcion_de_transferencia-
funcion_de_mortalidad)ELSE(depositacion_Cu))
funcion_de_transferencia = GRAPH(Cu_en_mantillo)
(1000, 20.0), (2000, 20.0), (3000, 20.0), (4000, 20.0), (5000, 20.0), (6000, 6000),
(7000, 6000), (8000, 6000), (9000, 6000), (10000, 6000)
Cu_en_suelo(t) = Cu_en_suelo(t - dt) + (funcion_de_transferencia +

```

```

depositacion_Cu_suelo + mineralizacion - funcion_de_lixiviacion -
funcion_de_absorcion) * dt
INIT Cu_en_suelo = 115320
funcion_de_transferencia = GRAPH(Cu_en_mantillo)
(1000, 20.0), (2000, 20.0), (3000, 20.0), (4000, 20.0), (5000, 20.0), (6000, 6000),
(7000, 6000), (8000, 6000), (9000, 6000), (10000, 6000)
depositacion_Cu_suelo = diferencia
mineralizacion = 58
funcion_de_lixiviacion = GRAPH(Cu_en_suelo)
(100000, 60.0), (200000, 60.0), (300000, 600), (400000, 600), (500000, 600), (600000,
600), (700000, 600), (800000, 600), (900000, 600), (1e+006, 600)
funcion_de_absorcion = GRAPH(Cu_en_suelo)
(60000, 6.00), (120000, 6.00), (180000, 60.0), (240000, 60.0), (300000, 60.0),
(360000, 60.0), (420000, 0.00), (480000, 0.00), (540000, 0.00), (600000, 0.00)
Cu_en_vegetacion(t) = Cu_en_vegetacion(t - dt) + (funcion_de_absorcion -
funcion_de_mortalidad) * dt
INIT Cu_en_vegetacion = 303
funcion_de_absorcion = GRAPH(Cu_en_suelo)
(60000, 6.00), (120000, 6.00), (180000, 60.0), (240000, 60.0), (300000, 60.0),
(360000, 60.0), (420000, 0.00), (480000, 0.00), (540000, 0.00), (600000, 0.00)
funcion_de_mortalidad = GRAPH(Cu_en_vegetacion)
(400, 8.00), (800, 16.0), (1200, 28.8), (1600, 38.4), (2000, 50.0), (2400, 2400), (2800,
0.00), (3200, 0.00), (3600, 0.00), (4000, 0.00)
diferencia = IF(Cu_en_mantillo<=saturacion_mantillo)THEN(0)ELSE(depositacion_Cu-
depositacion_Cu_mantillo)
saturacion_mantillo = 6000
depositacion_Cu = GRAPH(TIME)
(1967, 5325), (1971, 5625), (1975, 6225), (1979, 6900), (1983, 7500), (1987, 8175),
(1991, 9000), (1995, 9150), (1999, 0.00), (2003, 0.00), (2007, 0.00)

```

En contratapa se incluye diskette con archivo "modelo bosque esclerófilo" en software Stella.

ECUACIONES EN ESTADO ESTACIONARIO DEL MODELO DEL ECOSISTEMA BOSQUE ESCLERÓFILO

```

Cu_en_mantillo_Q(t) = Cu_en_mantillo_Q(t - dt) + (mortalidad_Q +
depositacion_natural - transferencia_Q) * dt
INIT Cu_en_mantillo_Q = 392
mortalidad_Q = Cu_en_vegetacion_Q*0.0198
depositacion_natural = 2
transferencia_Q = Cu_en_mantillo_Q*.02
Cu_en_suelo_Q(t) = Cu_en_suelo_Q(t - dt) + (transferencia_Q + mineralizacion -
lixiviacion_Q - absorcion_Q) * dt
INIT Cu_en_suelo_Q = 115320
transferencia_Q = Cu_en_mantillo_Q*.02
mineralizacion = 58
lixiviacion_Q = Cu_en_suelo_Q*.0005
absorcion_Q = Cu_en_suelo_Q*0.00005
Cu_en_vegetacion_Q(t) = Cu_en_vegetacion_Q(t - dt) + (absorcion_Q - mortalidad_Q)
* dt
INIT Cu_en_vegetacion_Q = 303
absorcion_Q = Cu_en_suelo_Q*0.00005

```

$$\text{mortalidad}_Q = \text{Cu_en_vegetacion}_Q * 0.0198$$

En contratapa se incluye diskette con archivo "modelo bosque esclerófilo estado estacionario" en software Stella.

ANEXO 7. Valores de los niveles de transferencia de cobre entre componentes y de la salida de cobre del ecosistema bosque esclerófilo

Tabla 7.1. Transferencia de cobre entre el suelo y la vegetación (absorción)

Cantidad de Cu en suelo	Absorción	Absorción	Concentración suelo superficial	Concentración suelo a 10cm.
g de Cu/há	g de Cu/há/año	%	ppm	ppm
60000	6	0,010	26,7	40
120000	6	0,005	55	45
180000	60	0,033	100	50
240000	60	0,025	145	55
300000	60	0,020	196	69
360000	60	0,017	228	72
420000	0	0	270	80
480000	0	0	315	85
540000	0	0	358	92
600000	0	0	395	105

Figura 7.1. Transferencia de cobre entre el suelo y la vegetación (absorción)

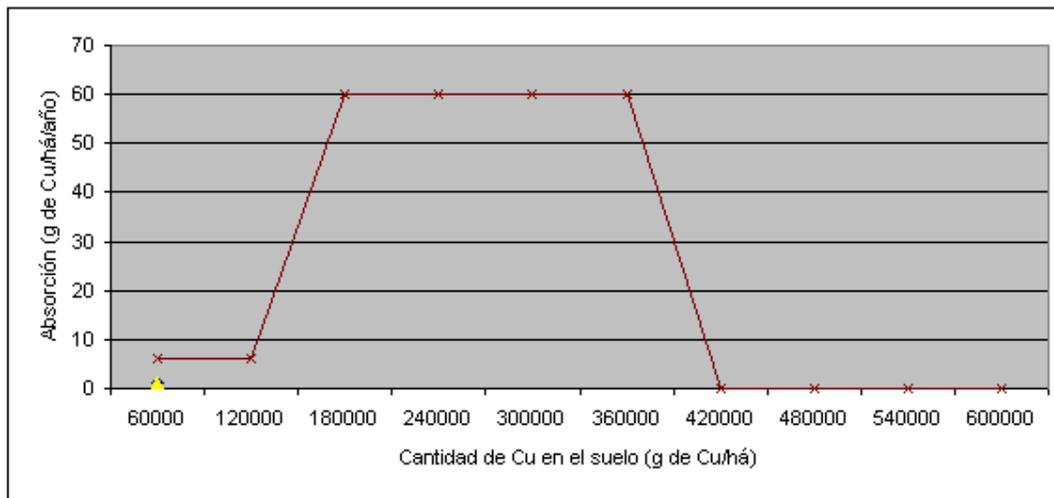


Tabla 7.2. Cantidad de cobre en el suelo versus concentración en suelo superficial y suelo a 10cm

Cantidad de Cu en suelo	Suelo superficial	Suelo a 10cm
g de Cu/há	ppm	ppm
115320	51,8	44,30
318000	196	69,00

Tabla 7.3. Transferencia de cobre entre la vegetación y el mantillo (mortalidad)

Cantidad de Cu en vegetacion	Mortalidad	Mortalidad	Concentracion madera	Concentracion ramillas	Concentracion hojas
g de Cu/há	g de Cu/há/año	%	ppm	ppm	ppm
400	8,00	2,00	3,5	13	4,8
800	16,00	2,00	5,9	43,2	14
1200	28,80	2,40	8,2	74	26,00
1600	38,40	2,40	10,4	106	38
2000	50,00	2,50	12,8	135	49,5
2400	2400,00	100,00	15	168	60
2800	0,00	0,00	17,4	197	72
3200	0,00	0,00	19,7	226	86
3600	0,00	0,00	22,4	249	98
4000	0,00	0,00	24,5	280	116

Figura 7.2. Transferencia de cobre entre la vegetación y el mantillo (mortalidad)

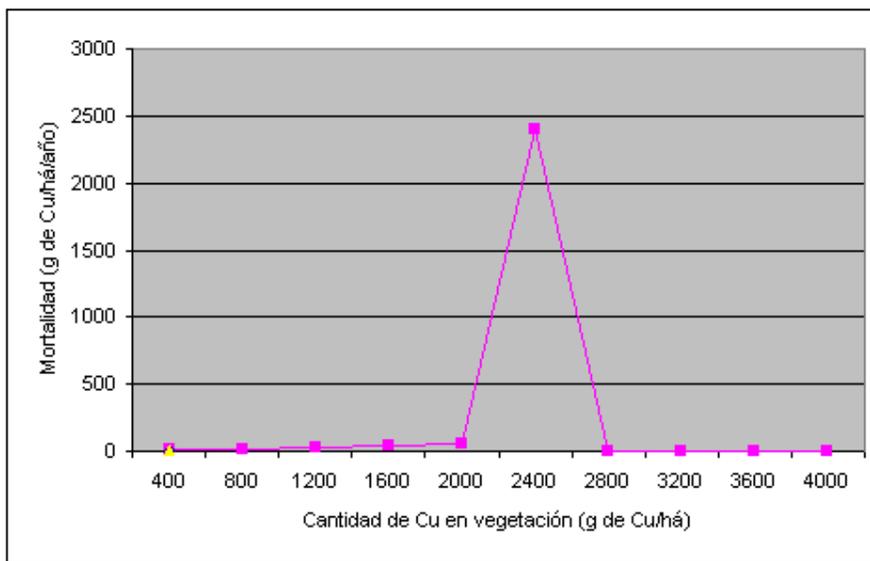


Tabla 7.4. Cantidad de cobre en la vegetación versus concentraciones en los subcomponentes

Cantidad de Cu en vegetacion	Concentracion madera	Concentracion ramillas	Concentracion hojas
g de Cu/há	ppm	ppm	ppm
303	2,6	10,6	3,70
1205	8,2	74,1	26,70

Tabla 7.5. Transferencia de cobre entre el mantillo y el suelo (transferencia)

Cantidad de Cu en mantillo	Transferencia	Transferencia	Concentracion mantillo ramas	Concentracion hojarasca	Concentracion MPD
g de Cu/há	g de Cu/há/año	%	ppm	ppm	ppm
1000	20	2,00	86	43	158
2000	20	1,00	150	80	366
3000	20	0,67	211	112	600
4000	20	0,50	275	147	817
5000	20	0,40	338	181	1040
6000	6000	100,00	402	218	1248
7000	6000	85,71	495	249	1454
8000	6000	75,00	531	285	1695
9000	6000	66,67	560	330	1900
10000	6000	60,00	592	365	2150

Figura 7.3. Transferencia de cobre entre el mantillo y el suelo (transferencia)

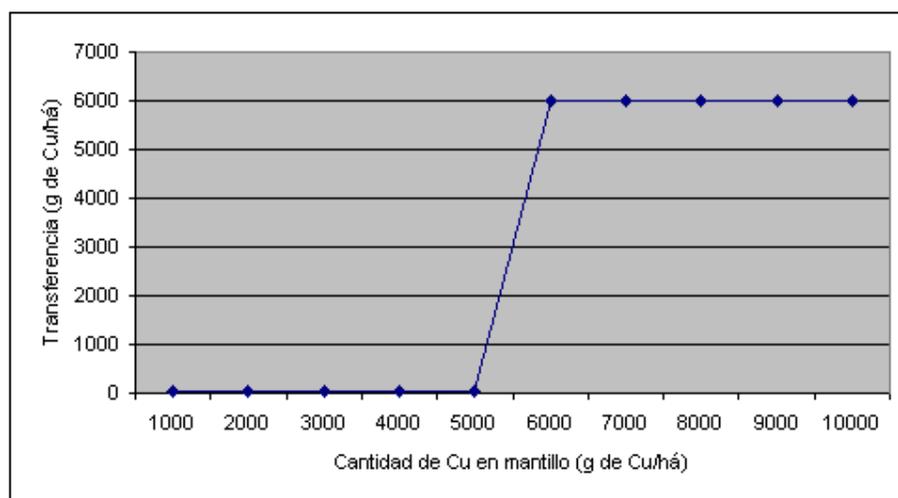


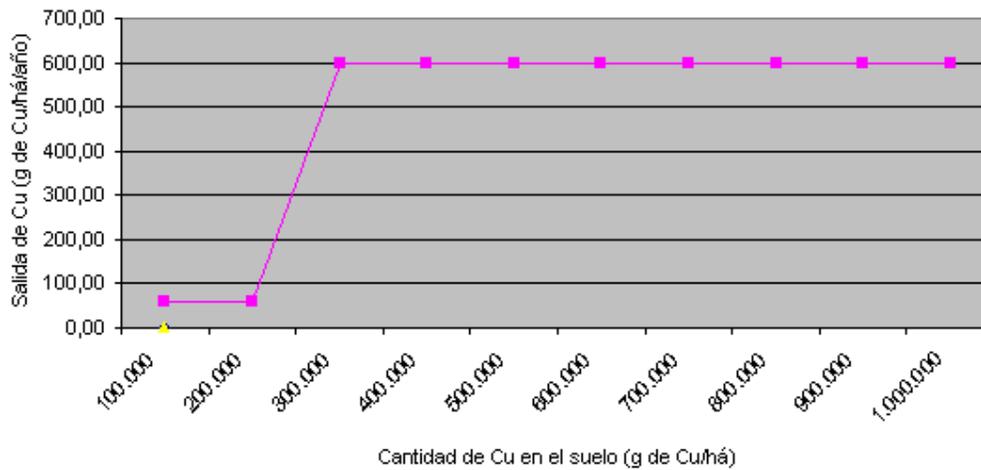
Tabla 7.6. Cantidad de cobre en el mantillo versus concentraciones en los subcomponentes

Cantidad de Cu en mantillo	Concentracion mantillo ramas	Concentracion hojarasca	Concentracion MPD
g de Cu/há/año	ppm	ppm	ppm
392	29,8	12,8	86,10
6199	408	230	1273,80

Tabla 7.7. Salida de cobre del ecosistema

Cantidad de Cu en suelo	Salida	Concentración (1)	Tasa de salida
g de Cu/há	g de Cu/há/año	mg/l	%
100.000	60,00	0,020	0,06
200.000	60,00	0,020	0,03
300.000	600,00	0,200	0,20
400.000	600,00	0,200	0,15
500.000	600,00	0,200	0,12
600.000	600,00	0,200	0,10
700.000	600,00	0,200	0,09
800.000	600,00	0,200	0,08
900.000	600,00	0,200	0,07
1.000.000	600,00	0,200	0,06

Figura 7.4. Salida de cobre del ecosistema



ANEXO 8. Estrategia. Simulador de vuelo, modelo y ecuaciones

Figura 8.1. Panel de simulador de vuelo modelo del ecosistema bosque esclerófilo.

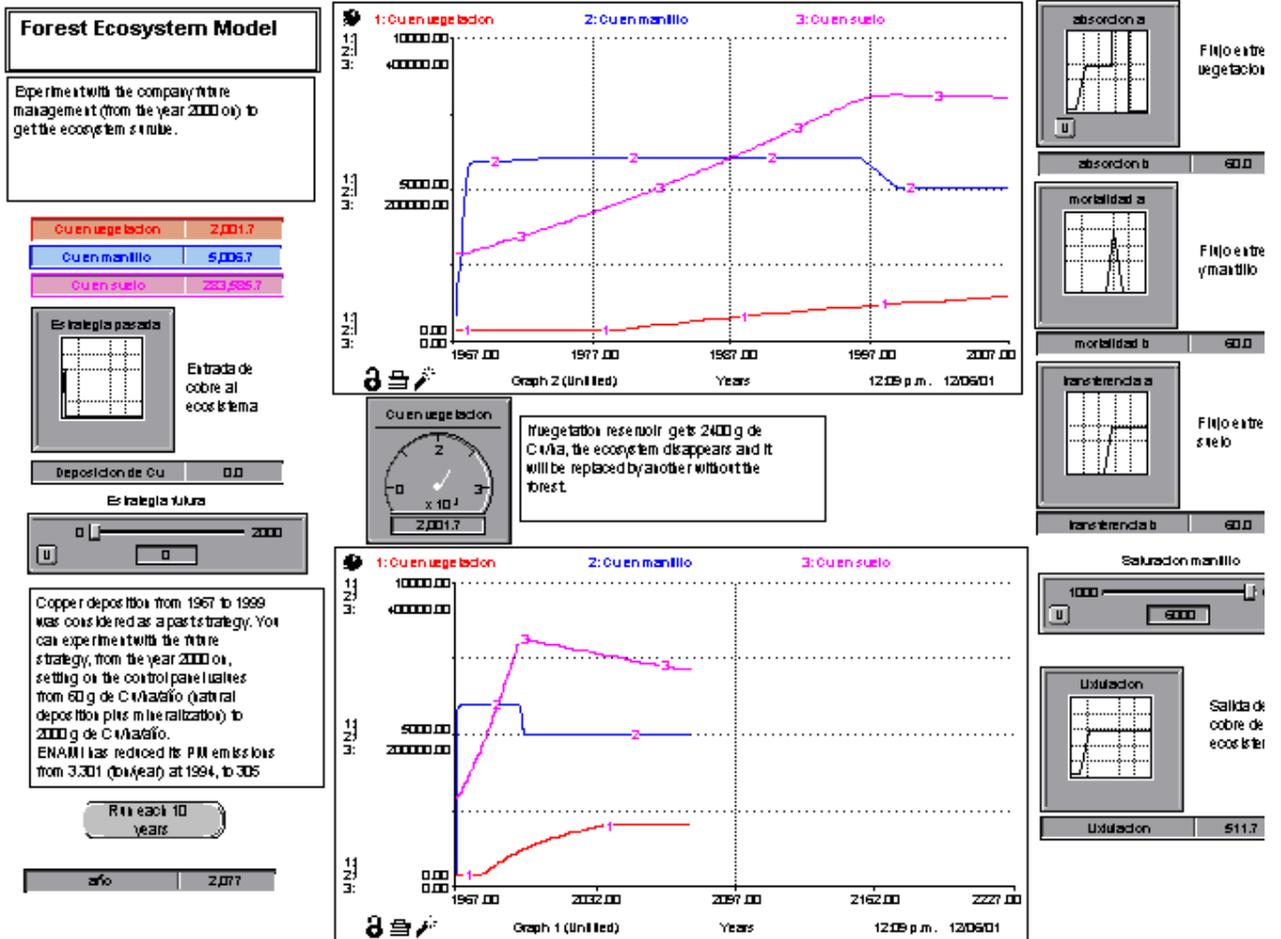
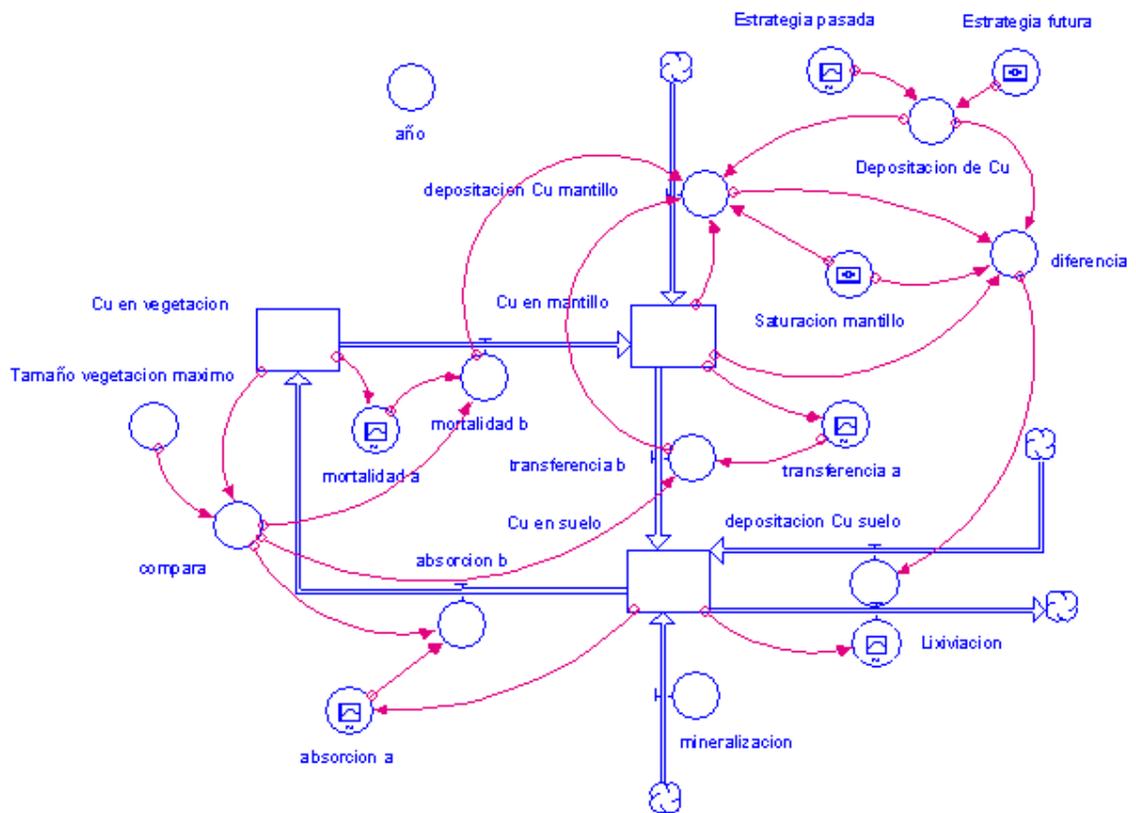


Figura 8.2. Diagrama de reservorios y flujo del simulador de vuelo del modelo del ecosistema bosque esclerófilo.



ECUACIONES DEL SIMULADOR DE VUELO DEL MODELO ECOSISTEMA BOSQUE ESCLERÓFILO

$Cu_en_mantillo(t) = Cu_en_mantillo(t - dt) + (mortalidad_b + deposicion_Cu_mantillo - transferencia_b) * dt$
 INIT Cu_en_mantillo = 392
 mortalidad_b = IF(compara=1)THEN(mortalidad_a)ELSE(0)
 deposicion_Cu_mantillo =
 IF(Cu_en_mantillo<=Saturacion_mantillo)THEN(De deposicion_de_Cu)ELSE(IF(De deposicion_de_Cu>transferencia_b)THEN(transferencia_b - mortalidad_b)ELSE(De deposicion_de_Cu))
 transferencia_b = IF(compara=1)THEN(transferencia_a)ELSE(0)
 $Cu_en_suelo(t) = Cu_en_suelo(t - dt) + (mineralizacion + transferencia_b + deposicion_Cu_suelo - absorcion_b - Lixiviacion) * dt$
 INIT Cu_en_suelo = 115320
 mineralizacion = 58
 transferencia_b = IF(compara=1)THEN(transferencia_a)ELSE(0)
 deposicion_Cu_suelo = diferencia
 absorcion_b = IF(compara=1)THEN(absorcion_a)ELSE(0)
 Lixiviacion = GRAPH(Cu_en_suelo)
 (100000, 60.0), (200000, 60.0), (300000, 600), (400000, 600), (500000, 600), (600000, 600), (700000, 600), (800000, 600), (900000, 600), (1e+006, 600)
 $Cu_en_vegetacion(t) = Cu_en_vegetacion(t - dt) + (absorcion_b - mortalidad_b) * dt$
 INIT Cu_en_vegetacion = 303
 absorcion_b = IF(compara=1)THEN(absorcion_a)ELSE(0)
 mortalidad_b = IF(compara=1)THEN(mortalidad_a)ELSE(0)

```

a-o = TIME
compara = IF(Cu_en_vegetacion<Tama-o_vegetacion_maximo)THEN(1)ELSE(0)
Depositaion_de_Cu =
IF(TIME>=1999)THEN(Estrategia_futura)ELSE(Estrategia_pasada)
diferencia =
IF(Cu_en_mantillo<=Saturacion_mantillo)THEN(0)ELSE(Depositaion_de_Cu-
depositaion_de_Cu_mantillo)
Estrategia_futura = 0
Saturacion_mantillo = 6000
Tama-o_vegetacion_maximo = 2400
absorcion_a = GRAPH(Cu_en_suelo)
(60000, 6.00), (120000, 6.00), (180000, 60.0), (240000, 60.0), (300000, 60.0),
(360000, 60.0), (420000, 3000), (480000, 0.00), (540000, 0.00), (600000, 0.00)
Estrategia_pasada = GRAPH(TIME)
(1967, 5325), (1971, 5625), (1975, 6225), (1979, 6900), (1983, 7500), (1987, 8175),
(1991, 9000), (1995, 9150), (1999, 0.00), (2003, 0.00), (2007, 0.00), (2011, 0.00),
(2015, 0.00), (2019, 0.00), (2023, 0.00), (2027, 0.00), (2031, 0.00), (2035, 0.00), (2039,
0.00), (2043, 0.00), (2047, 0.00), (2051, 0.00), (2055, 0.00), (2059, 0.00), (2063, 0.00),
(2067, 0.00), (2071, 0.00), (2075, 0.00), (2079, 0.00), (2083, 0.00), (2087, 0.00), (2091,
0.00), (2095, 0.00), (2099, 0.00), (2103, 0.00), (2107, 0.00), (2111, 0.00), (2115, 0.00),
(2119, 0.00), (2123, 0.00), (2127, 0.00), (2131, 0.00), (2135, 0.00), (2139, 0.00), (2143,
0.00), (2147, 0.00), (2151, 0.00), (2155, 0.00), (2159, 0.00), (2163, 0.00), (2167, 0.00),
(2171, 0.00), (2175, 0.00), (2179, 0.00), (2183, 0.00), (2187, 0.00), (2191, 0.00), (2195,
0.00), (2199, 0.00), (2203, 0.00), (2207, 0.00), (2211, 0.00), (2215, 0.00), (2219, 0.00),
(2223, 0.00), (2227, 0.00), (2231, 0.00), (2235, 0.00), (2239, 0.00), (2243, 0.00), (2247,
0.00), (2251, 0.00), (2255, 0.00), (2259, 0.00), (2263, 0.00), (2267, 0.00), (2271, 0.00),
(2275, 0.00), (2279, 0.00), (2283, 0.00), (2287, 0.00), (2291, 0.00), (2295, 0.00), (2299,
0.00), (2303, 0.00), (2307, 0.00), (2311, 0.00), (2315, 0.00), (2319, 0.00), (2323, 0.00),
(2327, 0.00), (2331, 0.00), (2335, 0.00), (2339, 0.00), (2343, 0.00), (2347, 0.00), (2351,
0.00), (2355, 0.00), (2359, 0.00), (2363, 0.00), (2367, 0.00), (2371, 0.00), (2375, 0.00),
(2379, 0.00), (2383, 0.00), (2387, 0.00), (2391, 0.00), (2395, 0.00), (2399, 0.00), (2403,
0.00), (2407, 0.00), (2411, 0.00), (2415, 0.00), (2419, 0.00), (2423, 0.00), (2427, 0.00),
(2431, 0.00), (2435, 0.00), (2439, 0.00), (2443, 0.00), (2447, 0.00), (2451, 0.00), (2455,
0.00), (2459, 0.00), (2463, 0.00), (2467, 0.00), (2471, 0.00), (2475, 0.00), (2479, 0.00),
(2483, 0.00), (2487, 0.00), (2491, 0.00), (2495, 0.00), (2499, 0.00), (2503, 0.00), (2507,
0.00), (2511, 0.00), (2515, 0.00), (2519, 0.00), (2523, 0.00), (2527, 0.00), (2531, 0.00),
(2535, 0.00), (2539, 0.00), (2543, 0.00), (2547, 0.00), (2551, 0.00), (2555, 0.00), (2559,
0.00), (2563, 0.00), (2567, 0.00), (2571, 0.00), (2575, 0.00), (2579, 0.00), (2583, 0.00),
(2587, 0.00), (2591, 0.00), (2595, 0.00), (2599, 0.00), (2603, 0.00), (2607, 0.00), (2611,
0.00), (2615, 0.00), (2619, 0.00), (2623, 0.00), (2627, 0.00), (2631, 0.00), (2635, 0.00),
(2639, 0.00), (2643, 0.00), (2647, 0.00), (2651, 0.00), (2655, 0.00), (2659, 0.00), (2663,
0.00), (2667, 0.00), (2671, 0.00), (2675, 0.00), (2679, 0.00), (2683, 0.00), (2687, 0.00),
(2691, 0.00), (2695, 0.00), (2699, 0.00), (2703, 0.00), (2707, 0.00), (2711, 0.00), (2715,
0.00), (2719, 0.00), (2723, 0.00), (2727, 0.00), (2731, 0.00), (2735, 0.00), (2739, 0.00),
(2743, 0.00), (2747, 0.00), (2751, 0.00), (2755, 0.00), (2759, 0.00), (2763, 0.00), (2767,
0.00), (2771, 0.00), (2775, 0.00), (2779, 0.00), (2783, 0.00), (2787, 0.00), (2791, 0.00),
(2795, 0.00), (2799, 0.00), (2803, 0.00), (2807, 0.00), (2811, 0.00), (2815, 0.00), (2819,
0.00), (2823, 0.00), (2827, 0.00), (2831, 0.00), (2835, 0.00), (2839, 0.00), (2843, 0.00),
(2847, 0.00), (2851, 0.00), (2855, 0.00), (2859, 0.00), (2863, 0.00), (2867, 0.00), (2871,
0.00), (2875, 0.00), (2879, 0.00), (2883, 0.00), (2887, 0.00), (2891, 0.00), (2895, 0.00),
(2899, 0.00), (2903, 0.00), (2907, 0.00), (2911, 0.00), (2915, 0.00), (2919, 0.00), (2923,
0.00), (2927, 0.00), (2931, 0.00), (2935, 0.00), (2939, 0.00), (2943, 0.00), (2947, 0.00),
(2951, 0.00), (2955, 0.00), (2959, 0.00), (2963, 0.00), (2967, 0.00), (2971, 0.00), (2975,
0.00), (2979, 0.00), (2983, 0.00), (2987, 0.00), (2991, 0.00), (2995, 0.00), (2999, 0.00),

```

(3003, 0.00), (3007, 0.00)

mortalidad_a = GRAPH(Cu_en_vegetacion)

(0.00, 0.00), (400, 8.00), (800, 16.0), (1200, 28.8), (1600, 38.4), (2000, 50.0), (2400, 2400), (2800, 0.00), (3200, 0.00), (3600, 0.00), (4000, 0.00)

transferencia_a = GRAPH(Cu_en_mantillo)

(1000, 20.0), (2000, 20.0), (3000, 20.0), (4000, 20.0), (5000, 20.0), (6000, 6000), (7000, 6000), (8000, 6000), (9000, 6000), (10000, 6000)

En contratapa se incluye diskette con archivo "simulador de vuelo estrategias" en software Stella.