



Universidad de Concepción

Dirección de Postgrado

Facultad de Ciencias Forestales - Programa de Magister en Ciencias Forestales

“Impactos del cambio de la cobertura y el uso del suelo en la oferta de servicios ecosistémicos de regulación hídrica en el centro – sur de Chile”.

Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Forestales.

ANDRÉS ALEXIS ESPARZA VIDAL

CONCEPCIÓN-CHILE

2017

Profesor Guía: Cristián Echeverría Leal

Dpto. de Manejo de Bosques y Medio Ambiente

Facultad de Ciencias Forestales

Universidad de Concepción

Impactos del cambio de la cobertura y el uso del suelo en la oferta de servicios ecosistémicos de regulación hídrica en el centro – sur de Chile

Comisión Evaluadora:

Critián Echeverría Leal (Profesor guía)

Ingeniero Forestal, Ph.D. in Plant Sciences

Mauricio Aguayo Arias (Profesor co-guía)

Ingeniero Forestal, Dr. en Ciencias Ambientales

Laura Nahuehual Muñoz (Comisión evaluación)

Ingeniero Agrónomo, Ph.D. in Agricultural and

Resoruses Economics

Director de Postgrado:

Regis Teixeira Mendonça

Ingeniero Químico, Dr. en Tecnología Bioquímica

Decano Facultad de Ciencias Forestales:

Jorge Cancino.

Ingeniero Forestal, Ph.D. Forestry Sciences

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todos quienes hicieron posible la realización de esta memoria de título. En primera instancia agradecer a mi familia por su apoyo y ¡paciencia! Al Dr. Cristian Echeverría, profesor Tutor, por el esfuerzo y el tiempo invertido para el logro de esta investigación. A mis co-guias Dr. Mauricio Aguayo y Dra. Laura Nahuelhual, por los conocimientos entregados y consejos, los cuales sin duda, me llevaron a culminar con éxito este trabajo.

Debo agradecer además a todos quienes hicieron posible la realización de esta investigación a través de su apoyo y/o financiamiento:

- Proyecto FONDECYT 1140531 por otorgarme la beca de tesista de Magister en Chile en el año 2015, y por financiar los terrenos de medición de caudal, que me permitirán completar los objetivos trazados en esta revisión.

- A Rodrigo Fuentes Robles, por su retroalimentación y facilitación de material e información, vitales para llevar a cabo mi investigación.

A los alumnos del Laboratorio de Ecología de Paisaje (LEP), por la ayuda desinteresada entregada en estos años y los momentos agradables vividos.

¡Gracias Totales!

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS.....	VI
ÍNDICE DE TABLAS	VIII
RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	3
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	9
HIPÓTESIS.....	9
OBJETIVOS	9
General	9
Específicos	9
CAPÍTULO I: CAMBIOS EN LA COBERTURA Y USO DEL SUELO COMO FACTOR DE PÉRDIDA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS Y REDUCCIÓN EN EL BIENESTAR HUMANO.	11
Introducción	11
Estado del arte de servicios ecosistémicos.....	13
Modelación hidrológica	38
Cambio de uso de suelo en el Centro – Sur de Chile.....	40
Discusión.....	43
Conclusión	45
Bibliografía	46
CAPÍTULO II: IMPACTOS DEL CAMBIO EN LA COBERTURA Y USO DEL SUELO SOBRE LA OFERTA POTENCIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE REGULACIÓN HÍDRICA.	66
Introducción	66
Metodología	72
Resultados	80
Discusión.....	101
Conclusión	104
Bibliografía	106

DISCUSIÓN GENERAL.....	119
CONCLUSIÓN GENERAL	121
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS GENERALES	122



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Relación entre los servicios intermedios, finales y los beneficios (Turner et al. 2008).....	24
Figura 2. Área de estudio y límites de las cuencas hidrográficas ubicadas en la Cordillera de la costa en el centro sur de Chile.....	73
Figura 3. Esquema metodológico de la construcción del indicador de los efectos del CCUS sobre la provisión del SEMFL.....	74
Figura 4. Mapas temáticos de coberturas para los años 1986 y 2011 del área de estudio.....	81
Figura 5. Gráficos de contribución al cambio neto en superficie de a) bosque nativo, b) Plantación, c) matorral y d) Agrícola.....	83
Figura 6. Correlación de caudales observados y simulados por N-Spect, en las cuencas aforadas para calibrar el modelo	84
Figura 7. Variación de caudal bajo escenarios seco y lluvioso para los años 1986 y 2011.....	86
Figura 8. Porcentajes de variación de caudal por cobertura dominante de cada cuenca para el año 1986 y 2011.....	87
Figura 9. Efectos de la cobertura de bosque nativo sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de plantaciones forestales en el año 1986.....	89
Figura 10. Efectos de la cobertura de plantaciones forestales sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de bosque nativo en el año 1986.....	90
Figura 11. Efectos de la cobertura de matorral sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de plantaciones forestales en el año 1986.....	91
Figura 12. Efectos de la cobertura de plantaciones forestales sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de matorral en el año 1986.....	92

Figura 13. Efectos de la cobertura de matorral sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de plantaciones forestales en el año 2011.....	95
Figura 14. Efectos de la cobertura de plantaciones forestales sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de matorral en el año 2011.....	96
Figura 15. Valores del indicador de la oferta potencial del SEMFL, para las coberturas dominantes en cada cuenca, en los años 1986 y 2011.....	98
Figura 16. Variación de la oferta potencial del SEMFL durante el periodo de estudio.....	100



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de servicios ecosistémicos y sus conexiones con los valores humanos, procesos del ecosistema y los bienes naturales, Modificada de Wallace (2007).....	23
Tabla 2. Estructura básica de la clasificación de CICES y su relación con la clasificación de TEEB (Haines-Young y Potschin, 2012).....	28
Tabla 3. Servicios ecosistémicos hídricos, según clasificación CICES.....	33
Tabla 4. Superficie de coberturas de uso de suelo en los años 1986 y 2011.....	81
Tabla 5. Modelo construido en base a variables continuas que explican la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 1986.....	88
Tabla 6. Modelo construido en base a la interacción de variables continuas que explican la variación de la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 1986.....	93
Tabla 7. Modelo construido en base a variables continuas que explican la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 2011.....	94
Tabla 8. Modelo construido en base a la interacción de variables continuas que explican la variación de la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 2011.....	97
Tabla 9. Modelo construido en base a variables continuas que explican la variación de la oferta potencial del SEMFL, para las transiciones de CCUS entre los años 1986 y 2011.....	99
Tabla Anexo. Clasificación CICES (2011).	133

RESUMEN

La cobertura del suelo y sus usos son los principales determinantes de la estructura, funciones y dinámica de la mayoría de los paisajes en todo el mundo. El cambio en la cobertura y uso del suelo (CCUS) es considerado uno de los principales conductores de este cambio global, llegando a considerarse como el factor más influyente en la conservación de los ambientes naturales, ya que provoca un impacto en procesos como el ciclo global del carbono, la regulación climática, el ciclo de nutrientes y el ciclo hidrológico. Procesos que dan sustento a diversos servicios ecosistémicos (SE) tales como la regulación del flujo de agua, regulación de eventos climáticos extremos y la provisión y almacenamiento de agua, entre otros. El hecho que toda actividad humana depende en su base de los ecosistemas y de los flujos de bienes y servicios que éstos proveen, ha provocado que el concepto de SE se haya vuelto cada vez más popular, aumentando la necesidad de una cuantificación y espacialización adecuadas, para lograr un manejo más eficiente de los recursos, y poder determinar las causas que conducen a la pérdida de estos servicios. Los servicios ecosistémicos hídricos, son clave para mitigar los efectos de eventos de precipitación extremos, ya sea evitando inundaciones o mitigando los efectos de la escasez hídrica. Pese a su relevancia, hay poca comprensión de la forma en que operan. Por ello el objetivo de este estudio Analizar el efecto del cambio del uso de suelo sobre la oferta del servicio de mediación de flujos líquidos (SEMFL), en las cuencas presentes en la cordillera de la costa del centro sur de Chile, mediante modelación espacialmente explícita. Para ello, se cuantificaron los cambios en las coberturas de bosque nativo, matorral, plantaciones exóticas y uso agrícola en un periodo de 25 años, analizando los efectos que las trayectorias de estos cambios tuvieron sobre la oferta potencial del SEMFL, utilizando el modelo espacialmente explícito N-Spect. Los resultados muestran que la variación en la oferta estuvo positiva y significativamente relacionada con las transiciones de matorral a bosque nativo, agrícola a plantaciones y formación de matorrales en terrenos agrícolas. Es decir, las cuencas que presentaron estas transiciones mostraron una tendencia a mejorar la oferta potencial del SEMFL, en contraste, los procesos de transición de plantación a matorral, de matorral a plantación y la persistencia de matorral, mostraron una relación significativa e inversa.

ABSTRACT

Land uses and land cover are the main determinants of the structure, functions and dynamics of most landscapes around the world. The change in land cover and use (CCUS) is considered one of the main drivers of this global change, coming to be considered as the most influential factor in the conservation of natural environments, since it causes an impact in processes such as the cycle Global carbon, climate regulation, nutrient cycling and the hydrological cycle. Processes that support various ecosystem services (SE) such as regulation of water flow, regulation of extreme climatic events and provision and storage of water, among others. The fact that all human activity depends on the basis of ecosystems and the flows of goods and services they provide has led to the concept of SE becoming increasingly popular, increasing the need for adequate quantification and spatialization, To achieve a more efficient management of the resources, and to be able to determine the causes that lead to the loss of these services. Water ecosystem services are key to mitigating the effects of extreme rainfall events, either by preventing flooding or by mitigating the effects of water scarcity. Despite their relevance, there is little understanding of how they operate. Therefore, the objective of this study is to analyze the effect of land use change on the supply of the liquid flow mediation service (SEMFL) in watersheds in the coastal range of south central Chile by spatially explicit modeling. To do this, the changes in the cover of native forest, scrub, exotic plantations and agricultural use were quantified over a period of 25 years, analyzing the effects that the trajectories of these changes had on the potential supply of the SEMFL, using the spatially explicit model N-Spect. The results show that the variation in supply was positive and significantly related to transitions from scrub to native forest, to plantations, and to shrub formation on agricultural land. That is to say, the basins that presented these transitions showed a tendency to improve the potential supply of the SEMFL, in contrast, the processes of transition from planting to scrubland, from scrub to plantation and the presence of scrubland, showed a significant and inverse relation.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Antecedentes generales

La cobertura del suelo y sus usos son los principales determinantes de la estructura, funciones y dinámica de la mayoría de los paisajes en el mundo (Fu et al. 2001, Wu and Hobbs 2002). El cambio en la cobertura y uso del suelo (CCUS) es considerado uno de los principales conductores de este cambio global (Baillie et al. 2004, Mace et al. 2005), llegando a considerarse como el factor más influyente en la conservación de los ambientes naturales (Vitousek et al 1997), ya que provoca un impacto en procesos como el ciclo del carbono (Houghton et al. 1999), regulación climática (De Fries et al. 1997, Luvall 1997), ciclo de nutrientes (McGrath et al. 2001) y el ciclo hidrológico (Zhang et al. 2013). Procesos que dan sustento a diversos servicios ecosistémicos (SE) tales como la regulación del flujo de agua, regulación de eventos climáticos extremos y la provisión y almacenamiento de agua, entre otros (MEA 2005). Debido a que toda actividad humana depende en su base de los ecosistemas y de los flujos de bienes y servicios que éstos proveen (Heal 2000), el concepto de SE se ha vuelto cada vez más popular, aumentando la necesidad de una cuantificación y espacialización adecuadas (Crossman et al. 2013, Alkemade et al. 2014). Y por ende, el interés por estudiar los factores que disminuyen la provisión de estos servicios, donde uno los más críticos reportados, aparte del cambio climático global, es el CCUS (Thanapakpawin et al. 2006). En la literatura se encuentran estudios específicos que vinculan CCUS y SE para a) ciclo de nutrientes, regulación del clima, control de la erosión y recursos genéticos (Portela y Rademacher 2001, Peng et al 2006, Wang et al 2006, Li et al 2007, Wijesekara et al. 2012), b) fertilidad del suelo, suministro de agua y aumento en el riesgo de incendios forestales (Schröter et al. 2005, Fiquepron et al. 2013), c) regulación del agua, tratamiento de residuos, producción de alimentos, refugio y hábitat y control biológico (Reid et al. 2000, Zhao et al 2004), d) suministro de agua y su regulación (Jaramillo 2014) y e) oportunidades de recreación (Kreuter et al. 2001, Schirpke et al. 2013). Sin embargo, todavía hay poca comprensión acerca de cómo el CCUS impacta la oferta potencial de SE (Foley et al. 2005, Balvanera et al. 2006, Albert et al. 2016), pese a que se sabe que dependen de la cobertura y su entorno ecológico (De Fries y Bounoua 2004).

SE de regulación hídrica

La función de regulación del caudal depende directamente de la escala espacial y temporal de los usos y coberturas del suelo, definiéndose como la capacidad de las cuencas hidrográficas de captar y almacenar agua de las tormentas de lluvia, lo que reduce la escorrentía directa y las inundaciones ya que liberan el agua más lentamente, de modo que los flujos se mantienen a través de la estación seca (Le Maitre et al. 2014). Los ecosistemas forestales de las cuencas hidrográficas son quienes regulan los caudales de agua en los arroyos y ríos (Hewlett 1982, Guo et al. 2000), dando sustento al SE de regulación del flujo de agua, que es ampliamente reconocido como un SE fundamental para el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y su funcionamiento, y para la entrega de importantes beneficios, como el almacenamiento y la provisión sostenida de agua, lo que ayuda a mitigar en parte episodios de escasez de agua (Daily 1997, Brauman et al. 2007, Jackson et al. 2009). Esta función de regulación que brindan los ecosistemas se conoce, dependiendo de la clasificación de SE, como servicio ecosistémico de regulación hídrica (MEA 2005), como servicio ecosistémico de regulación de los flujos de agua y moderación de eventos extremos (TEEB 2010) o como servicios ecosistémico de mediación de los flujos líquidos (SEMFL) (Haines-Yong y Potschin 2013). Para efectos prácticos de este trabajo, en adelante se utilizará la denominación más actual de este servicio, que corresponde a la clasificación internacional común de servicios ecosistémicos (CICES) (Haines-Yong y Potschin 2013). Pese a su importancia, el SEMFL es un servicio que generalmente no es bien comprendido ya que requiere un completo entendimiento de la forma en que los diversos factores ambientales, tales como, la litografía, topografía, los organismos y el clima, interactúan para regular los flujos de agua en una cuenca, o en la captación de la lluvia en un acuífero o río (Ojea et al. 2012). Los procesos involucrados en la regulación del flujo forman una parte clave del ciclo del agua continental y tienen directa relación con la productividad de la tierra (Le Maitre et al. 2014), ya que son, esencialmente, un sistema de amortiguación, pero la capacidad de amortiguación tiene límites. En efecto, eventos de precipitaciones intensas y prolongadas pueden saturar la cuenca y en

consecuencia producir inundaciones, o en caso contrario en eventos escasez hídrica severa pueden desaparecer los cursos de agua (Hewlett y Hibbert 1967).

Inundaciones por exceso de precipitaciones

El principal efecto del exceso de precipitaciones o las precipitaciones intensivas focalizadas son las inundaciones y el riesgo de derrumbes o aludes de barro. Stürck et al. (2014) reportan que las inundaciones fluviales son los desastres naturales más costosos y más frecuentes en Europa (Barredo 2007, Ciscar et al. 2011, EEA 2010, Munich Re 1997). Se proyecta que las pérdidas económicas directas e indirectas por las crecidas de los ríos sigan aumentando debido a factores socioeconómicos y el aumento de la frecuencia, magnitud e intensidad de las precipitaciones bajo el escenario de cambio climático actual (Frei et al. 2006, Jongman et al. 2012, te Linde et al. 2011, Kundzewicz et al. 2006). Debido a estos acontecimientos, la protección contra inundaciones es un tema de creciente importancia. Sin embargo, las medidas de mitigación de inundaciones estructurales tales como diques están frecuentemente asociados con efectos perjudiciales sobre procesos de la biodiversidad tales como: la disminución de la conectividad y reducción de hábitat debido a los diques y presas (Elosegi et al. 2010, Lytle y Poff 2004, McAllister et al. 2001).

Escasés hídrica por déficit de precipitaciones

El déficit de precipitaciones puede traer severas consecuencias tales como la escasez hídrica que corresponde a un evento natural en el que un río o una zona poseen menor cantidad de agua que la esperada por promedios históricos en un momento dado. Es decir, son oscilaciones naturales de la cantidad de agua disponible que también pueden producirse por el retraso en deshielos u otras causas como el cambio climático (Arjen y Hoekstra 2016). Si la escasez hídrica es severa o por un tiempo prolongado puede desencadenar déficit hídrico que es aquella situación en la que el agua disponible no es suficiente para satisfacer la demanda (Yira et al. 2016). Si el déficit hídrico es

prolongado o severo, y provoca daños en la vegetación y limita la productividad de los suelos en una determinada zona recibe el nombre de sequía (Bandyopadhyay et al. 2012).

Indicadores de servicios ecosistémicos hídricos (SEH)

La provisión de un SE depende directamente de la configuración espacial de los ecosistemas, por ejemplo, la ubicación, forma y la conectividad (Bastian et al. 2012, Turner et al. 2013). Junto con la cuantificación de la provisión de SE se han incrementado los análisis de flujos de SE a los beneficiarios, generando cada vez más atención en este último tiempo (Stürck et al 2014). De acuerdo con Syrbe y Walz (2012), los flujos de SE conectan las áreas de provisión del servicio (APS) con las áreas beneficiarias del servicio (ABS). En el caso de los servicios de regulación de eventos extremos (inundaciones y sequía), este flujo es de particular interés. El enlace espacial entre la oferta y la demanda por regulación y el flujo direccional de la transferencia de beneficios entre ellos se determina por el sistema hidrológico (Stürck et al. 2014).

El análisis cuantitativo de la capacidad de regulación de eventos extremos en los ecosistemas forestales se ha hecho por medio de modelos de simulación y / o modelación estadística (Xu 1988, Noest 1994, Wen y Liu 1995). En muchos casos, existe una gran heterogeneidad a través de un paisaje, la que se refleja en los diferentes tipos de vegetación, tipos de suelo y pendientes, factores que pueden generar diferencias en la función de regulación de flujo de agua. Mediante el análisis de estas diferencias en el espacio a través de un sistema de información geográfica (SIG), la comprensión puede mejorarse en gran medida. SIG ofrece las herramientas adecuadas para combinar datos espaciales, datos de encuestas de campo, y los modelos dentro de un entorno gráfico (Guo et al. 2000).

Mientras que varios autores (Ej. van Berkel y Verburg 2011, Haines-Young et al. 2012, Maes et al. 2011, Liqueste et al. 2013, Liqueste et al. 2015), han mapeado la oferta potencial de SE a escala continental, la cartografía de la demanda y suministro de SE se ha intentado predominantemente a escala local y regional (Stürck et al 2014). Burkhard et al. (2012) desarrollaron un método para el análisis espacial explícito de la oferta de

SE basadas en las propiedades de cobertura del suelo. Si bien, este enfoque está en condiciones de evaluar desajustes locales y regionales en la oferta, no tiene en cuenta el efecto del CCUS sobre la mediación de los flujos, debido a que no vincula las transiciones de los patrones espaciales de las cuencas con las variaciones de sus regímenes de caudal en el tiempo. Los que, sin embargo, son fundamentales para cuantificar los efectos del CCUS sobre la oferta potencial del SEMFL.

Situación en Chile

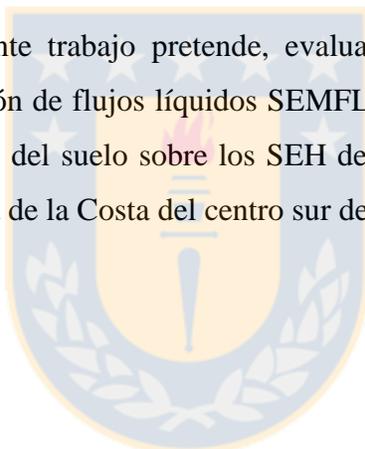
Chile no está exento de esta realidad, el CCUS en el centro de Chile, ha provocado impactos negativos en los medios de subsistencia de las comunidades locales (Schulz et al. 2010), a través de la disminución de diversos SE proporcionados por estas áreas naturales (Newton y Tejedor 2011). Por su parte el centro-sur de Chile es conocido por ser una de las zonas de América Latina que ha sido expuesta a cambios sustanciales del paisaje como resultado de los procesos inducidos por el hombre (Aguayo et al. 2009, Echeverría et al. 2011). Los paisajes del centro-sur de Chile han sido sometidos a una degradación generalizada del medio ambiente, como resultado del modo no sustentable de uso de la tierra y de los cambios naturales en el paisaje (Echeverría et al. 2012). El paisaje costero entre la región del Maule y la región del Biobío ha sido severamente transformado presentando una tasa de deforestación de 4,5 % al año, una de las tasas más altas reportadas en América Latina en las últimas cuatro décadas (Echeverría et al. 2006). En el sur de Chile, existen fuertes presiones para convertir los bosques nativos en plantaciones de rápido crecimiento, con especies exóticas de árboles para exportación (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* sp.) (Lara et al. 2009, Nahuelhual et al. 2012). Lo que trae consigo un gran riesgo ya que existe evidencia que muestra el efecto, del uso del suelo sobre el rendimiento hídrico, sobre todo cuando la cubierta forestal nativa se ha reducido drásticamente y las plantaciones forestales exóticas se han expandido explosivamente (Little et al. 2009).

Con el fin de evaluar la condición de un paisaje y los SE que provee, los indicadores son herramientas útiles. Éstos se seleccionan en función de la pregunta de investigación y de

la base de datos de entrada (Schmalz et al. 2016). Los conjuntos de indicadores adecuados deben cumplir varios requisitos, como la corrección científica, un grado óptimo de agregación e información para escalas espacio-temporales adecuadas (Wiggering y Müller, 2004 y Kandziora et al., 2013).

Se debe destacar que los sistemas humanos-medioambientales en general, son cada vez más estudiados desde la perspectiva de los SE pretendiendo actuar como un enfoque adecuado para valorar y manejar los ecosistemas (Schmalz et al. 2016). Además, los SE cumplen con los criterios de ser adecuados indicadores del sistema humano-ambiental y, por lo tanto, son un instrumento apropiado para la toma de decisiones y la gestión (Kandziora et al., 2013).

Por esta razón el presente trabajo pretende, evaluar la oferta potencial del servicio ecosistémico de mediación de flujos líquidos SEMFL como un indicador de los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre los SEH de regulación hídrica en las cuencas presentes en la Cordillera de la Costa del centro sur de Chile.



PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Qué efectos producen los procesos de cambio en la cobertura y el uso del suelo sobre la oferta potencial de servicios ecosistémicos hídricos de mediación de flujos líquidos SEMFL?

HIPÓTESIS

Bajo escenarios de precipitación extremos, las cuencas sometidas a intenso uso y CCUS (sustitución, habilitación y degradación del bosque nativo), experimentan una disminución significativa de la oferta potencial del servicio de mediación de flujos líquidos SEMFL.

OBJETIVOS

General

Analizar el efecto del cambio del uso de suelo sobre la oferta del servicio de mediación de flujos líquidos (SEMFL), en las cuencas presentes en la cordillera de la costa del centro sur de Chile, mediante modelación espacialmente explícita.

Específicos

- 1- Analizar los procesos y patrones espaciales del cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) en un período de 25 años (1986 a 2011) en las cuencas de la cordillera de la costa del centro sur de Chile.
- 2- Construir un indicador que permita analizar espacialmente el efecto de los recientes patrones y procesos de cambio de cobertura y uso de suelo sobre la oferta potencial del SEMFL.

3 - Evaluar los efectos del CCUS sobre el SEMFL en escenarios de precipitación autilizando modelación hídrica espacialmente explicita.

4 - Identificar espacialmente los cambios en el tiempo de la oferta potencial del SEMFL como consecuencia del CCUS.



CAPÍTULO I: Cambios en la cobertura y uso del suelo como factor de pérdida servicios ecosistémicos hídricos y reducción en el bienestar humano.

Introducción

Muchos paisajes forestales están cambiando rápidamente como consecuencia de la actividad humana (Balmford et al. 2005). La magnitud, extensión y velocidad de las alteraciones antropogénicas sobre la superficie de la tierra no tienen precedentes en la historia de la humanidad (Lambin et al. 1999, NRC 2001, Aguayo et al. 2009). En el año 1700 el 55% de la Tierra se encontraba en un estado natural, “silvestre”, mientras que el 45% estaba en un estado seminatural, es decir, con alteraciones menores resultado de la agricultura y la población humana. En cambio, en el año 2000, el 65% de la biosfera ha sido perturbada por la agricultura y los asentamientos humanos, el 20% se encuentra en estado seminatural y tan sólo el 15% se reconoce como en estado silvestre (Ellis et al. 2010, González et al. 2012). Esta disminución de la cobertura terrestre natural es reflejo del aumento a tasas exponenciales de habitantes en el mundo (Alberti et al. 2007, Su et al. 2010), provocando un incremento en el consumo de recursos como, alimento, agua, espacio y energía (Duarte et al. 2006), ejerciendo una creciente presión sobre la naturaleza, resultando en el deterioro de amplias superficies de terreno (Becerra 1998), las que van perdiendo su potencial, obligando a los productores a habilitar nuevas áreas para mantener las tasas de producción y retornos económicos (Wirsenius et al. 2010, Schneider et al. 2011, Fuentes 2013). Estos problemas se agudizan en los países en desarrollo, donde los impactos negativos generados, han afectado el medio de subsistencia de la población local.

Según la organización Global Footprint Network (2014), la presión de la humanidad sobre la naturaleza ha excedido lo que el planeta puede reponer, a tal nivel, que se necesitaría la capacidad regenerativa de 1,5 planetas Tierra para brindar los servicios ecológicos requeridos cada año. Esta tendencia representa un reto importante para las autoridades políticas y el mundo científico, quienes deberán diseñar y proponer iniciativas que tengan por objetivo apoyar el desarrollo sustentable en un contexto de

cambio ambiental global. Entendiendo por desarrollo sustentable al progreso que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades (WCED 1987, Wu 2013), donde la sustentabilidad se evalúa en base a la relación de tres aristas, la economía, la sociedad y el medio ambiente, siendo fundamental ésta última, porque las actividades económicas son parte del ámbito social, y ambas acciones, económicas y sociales, se ven limitadas por el medio ambiente (Daly 1995, Wu 2013). En vista de que el desarrollo sustentable no depende de una disciplina, surge la necesidad imperante por realizar estudios interdisciplinarios, destinados a comprender las consecuencias del uso de la tierra. Una aproximación para lograr este objetivo, es el estudio de los SE, ya que toda actividad humana depende en su base de los ecosistemas y los flujos de bienes y servicios que éstos proveen (MEA 2005, Heal 2000, Barrena 2012).

En la presente revisión se resume información relevante sobre las diversas definiciones y clasificaciones de los servicios ecosistémicos, con especial énfasis en los servicios ecosistémicos hídricos, y cómo, los cambios en los patrones espaciales del paisaje de las subcuencas hidrográficas presentes entre los ríos Ñuble e Imperial en el centro – sur de Chile, los afectan, y así relacionar estos cambios con las variaciones del caudal estacional como SEH de regulación, utilizando un modelo hidrológico espacialmente explícito. Con el fin de probar la hipótesis de este estudio que asevera que una reducción de la heterogeneidad los patrones espaciales del paisaje, reducen la provisión de SEH, incrementando la fluctuación del flujo del caudal interanual.

Estado del arte de servicios ecosistémicos

El concepto de servicio ecosistémico

El concepto de servicios ecosistémicos (SE) tiene sus orígenes en el movimiento ambientalista que comienza a gestarse en las décadas de 1960 y 1970, a raíz de la denuncia de los efectos negativos de la contaminación, la deforestación de bosques, tropicales particularmente, la reducción de la capa de ozono, el colapso de algunas de las más importantes pesquerías de especies pelágicas y el cambio en el clima (Carson 1962, Saville y Bayley 1980, Farman et al. 1985, Camacho y Ruíz 2011). El acceso a esta información impulsó investigaciones científicas y movimientos ciudadanos y políticos orientados a conocer el papel que juegan los ecosistemas en buen estado para el bienestar humano, siendo el trabajo de Westman (1977) el primer acercamiento formal al tema. En la actualidad se reconoce que ambos aspectos están conectados por los SE (Turner et al. 2008), que permiten documentar el efecto del ser humano en los ecosistemas y evaluar los beneficios derivados de los recursos naturales (Costanza et al. 1997, De Groot et al. 2002, Chee 2004, Groffman et al. 2004, Eamus et al. 2005, Kremen 2005, MEA 2005, Farber et al. 2006, Camacho y Ruíz 2011).

De esta manera, la noción de los SE intenta proporcionar un marco de trabajo efectivo para decisiones que involucren el aprovechamiento de los recursos naturales, con un enfoque de sustentabilidad (Camacho y Ruíz 2011). Ello implica que la variedad de servicios provenientes de los ecosistemas requiere de una ordenación que permita clasificarlos, jerarquizarlos y compararlos, facilitando el potencial intercambio de sus beneficios (Wallace 2007), con lo que al darle un valor de cambio competitivo con respecto a actividades económicas, facilita la toma de decisiones y la definición de estrategias de conservación y manejo (Turner et al. 2008).

Dejando de lado los métodos existentes para valorar SE, y sólo considerando los aspectos conceptuales y de clasificación de estos servicios, se reconoce que la literatura al respecto se ha incrementado de manera exponencial (Fisher et al. 2009). Sin embargo, se considera que no existe una definición totalmente aceptada o una clasificación base a

partir de las cuales se pueda valorar integralmente los SE (De Groot et al. 2002). De igual manera, pese a que hay una tendencia a aceptar la propuesta de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2003), varios autores han admitido la necesidad de tomar los conceptos de esta clasificación como no estáticos, es decir, que necesariamente tienen que ir evolucionando (Carpenter et al. 2006, Sachs y Reid 2006, Camacho y Ruíz 2011).

Se requiere trabajar en la validación del concepto de SE y su clasificación con el fin de lograr un modelo que pueda ser aplicado por los diversos actores involucrados en la conservación y manejo de los recursos (Fisher et al. 2009). Así, en el trabajo de Camacho y Ruíz (2011) se hace una revisión de la literatura relevante que contiene algunas de las propuestas más aceptadas o novedosas hasta la fecha, para estudiarlas y compararlas entre sí, de tal manera que a través de su análisis puedan normarse criterios para la aceptación de conceptos y en general, del marco teórico asociado a los SE.

En la literatura se cuenta con diversas aproximaciones al concepto de SE, que fue inicialmente esbozado por Westman (1977) como “servicios de la naturaleza”, pasando desde entonces por diversos intentos de generalización (Daily 1997). En el presente siglo, la iniciativa conocida como Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA), promovida por la ONU, se ha convertido en el principal referente sobre el tema. El objetivo principal de introducir el concepto de SE es básicamente el de incluir las preocupaciones ecológicas en términos económicos, el de enfatizar la dependencia de la sociedad en los ecosistemas naturales, además de impulsar el interés público en la conservación de la biodiversidad.

A continuación se presentan en orden cronológico las diversas definiciones de SE que han surgido en las últimas décadas:

- Las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que lo constituyen, sustentan y satisfacen a la vida humana (Daily 1997).

- Los bienes (como alimentos) y servicios (como asimilación de residuos) de los ecosistemas, que representan los beneficios que la población humana obtiene, directa o indirectamente, de las funciones de los ecosistemas (Costanza et al. 1997).
- Funciones del ecosistema: capacidad de los procesos y componentes naturales para proporcionar bienes y servicios que satisfacen las necesidades humanas, directa o indirectamente (De Groot et al. 2002).
- Los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas (MEA 2003).
- Aquellas funciones o procesos ecológicos que directa o indirectamente contribuyen al bienestar humano o tienen un potencial para hacerlo en el futuro (U.S. EPA 2004).
- Son componentes de la naturaleza, disfrutados, consumidos o directamente usados para producir bienestar humano (Boyd y Banzhaf 2007).
- Son los aspectos de los ecosistemas utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano (Fisher et al. 2009).

Las anteriores incluyen a las definiciones más ampliamente usadas en la literatura especializada y aunque existe coincidencia en los aspectos generales, hay diferencias importantes entre ellas. Así, aunque contemporáneos, Daily (1997) y Costanza et al. (1997) ofrecen planteamientos distintos. Mientras que el primero señala procesos y condiciones, es decir, una serie de fases consecutivas y propiedades del ambiente cuyas interacciones son el sostén de la vida humana, el segundo grupo de investigadores separa a los servicios en bienes, principalmente alimentos (objetos físicos, tangibles) y servicios (procesos intangibles) que benefician directamente al ser humano.

Posteriormente, De Groot y colaboradores (2002) incluyen al subconjunto de funciones del ecosistema, sus relaciones y su capacidad para producir bienestar, directa o indirectamente a la humanidad, resaltando así el carácter antropocéntrico, mencionando

que una vez que las funciones de un ecosistema son definidas, la naturaleza y la magnitud de su valor para las sociedades humanas pueden ser analizadas y evaluadas a través de los bienes y servicios proporcionados por cualquier ecosistema.

El grupo de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA), en el que participaron algunos de los autores antes citados, definen a los SE de manera sucinta, centrándose en los beneficios, con un enfoque antropocéntrico, que sin duda es la esencia del concepto. Sin embargo, a pesar de ser una definición útil para los tomadores de decisiones, no permite distinguir entre los procesos de los ecosistemas y el bienestar humano.

Las definiciones más recientes inciden en aspectos particulares, como es el caso de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los EUA, que incluye a los servicios potenciales, no contemplados por otras definiciones. Por su parte Boyd y Banzhaf (2007) enfatizan que el consumo o disfrute de los servicios debe ser directo, lo que de acuerdo con Freeman III (2010) resultaría ventajoso para evitar duplicidad en la estimación del valor de los servicios al considerar únicamente la fase final de los procesos para que la población pueda beneficiarse directamente. En contraste, Fisher et al. (2009) destacan que los servicios son fenómenos estrictamente ecológicos (estructura, procesos o funciones), cuyo uso pasivo o activo, puede ser directo o indirecto y se convierten en servicios si los humanos se benefician de ellos, por lo que sin estos beneficiarios no hay servicios.

Es evidente que esta disciplina está en un proceso de consolidación, siendo objeto de una discusión que intenta cimentar el proceso de valoración de la naturaleza como un medio para generar conciencia sobre la importancia de los fenómenos ecológicos que benefician a la humanidad. Está claro entonces que se requiere de una mínima comprensión de la composición, estructura y los procesos ecológicos que permiten el buen funcionamiento de los ecosistemas y que finalmente proveen los servicios a las poblaciones humanas (Camacho y Ruiz 2011).

Como aun no se cuantifica en forma clara el efecto de los SE sobre el bienestar humano, se hace necesario un marco teórico que permita reconocer, ubicar, medir, modelar y mapear los servicios ecosistémicos, relacionando sus cambios con los posibles efectos

sobre el bienestar humano (Fisher et al. 2009). Por lo anterior, el proceso de evaluación de los SE debe sustentarse en una clara definición, considerando que no existe un concepto unificador, y que toda iniciativa en ese sentido debe identificar claramente cuáles son los aspectos que prioriza para entender en su contexto la clasificación de los servicios.

Clasificación de servicios ecosistémicos

En la literatura se recogen diversas definiciones y tipologías de servicios ecosistémicos (Costanza et al. 1997, Daily 1997, de Groot et al. 2002, MEA 2003, U.S. EPA 2004, Boyd y Banzhaf, 2007, Wallace 2007, Fisher et al. 2009, Haines-Young y Potschin 2010). Mientras en algunas de estas definiciones, el concepto SE se presenta como equivalente a los beneficios entregados por los ecosistemas, en otras se asocia con atributos biológicos, físicos o químicos de los ecosistemas que en un paso posterior proveen beneficios a la sociedad (Nahlik et al. 2012, Barrena 2012).

De manera análoga a lo establecido para la definición de SE, la intención de clasificarlos debe obedecer a propósitos muy concretos que, como ocurre con cualquier sistema de clasificación, resulten en la demarcación de fronteras claras, precisas, cuantitativas en lo posible y que se basen en criterios objetivos (Sokal 1974). De igual forma se debe buscar que las divisiones o clases sean lo más naturales posible y que sean independientes de la escala o la fuente (Di Gregorio y Jansen 2005), haciendo posible un proceso de comparación en diversos niveles, para fines de gestión. Respecto a la objetividad de la clasificación se deben excluir ambigüedades, debe ser incluyente y seguir preferentemente un sistema jerárquico, consistente y abierto (Berlanga et al. 2008, Camacho y Ruíz 2011).

Probablemente por el reciente origen del concepto de SE no existe en la actualidad una clasificación que reúna de manera amplia los requisitos señalados y que sea definitiva y universalmente aceptada, pese a que el sistema propuesto por MEA (2003) es uno de los más difundidos y aceptados.

La dinámica compleja de los procesos de los ecosistemas y las características propias de los SE hacen complicado contar con un esquema de clasificación general. Algunos autores afirman que no hay un sistema de clasificación de los SE que sea apropiado para aplicarlo en todos los casos, por lo cual se plantea el desarrollo de diversos esquemas de clasificación (Costanza 2008). Cualquier intento de diseñar un sistema de clasificación único debe abordarse con precaución y por ello el diseño de un sistema de clasificación de SE debe fundamentarse en las características del ecosistema o fenómeno a investigar y el contexto en la toma de decisiones en el que los SE van a ser considerados (Turner et al. 2008).

Dentro de los principales intentos de clasificación de los SE o bienes y servicios, el de Costanza et al. (1997) marca la pauta definiendo 17 servicios ecosistémicos (que incluyen bienes de los ecosistemas), asociados a las funciones de los ecosistemas que producen o generan el bien o servicio. Sin embargo, esta primera aproximación es solo un listado y es hasta la propuesta de De Groot et al. (2002) la que presenta una primera clasificación enfocada en diseñar una tipología sistemática y un marco de trabajo general para el análisis de funciones y servicios de los ecosistemas. En dicho trabajo se considera que es necesario destacar el subconjunto de funciones del ecosistema (más que los servicios propiamente) que están estrechamente relacionadas con la capacidad de los procesos y componentes naturales para proporcionar bienes y servicios que satisfacen las necesidades humanas, directa o indirectamente. Además los autores señalan que estos involucran diferentes escalas, particularmente la escala física en las funciones, además de la escala en la que los humanos valoran los bienes y servicios proporcionados. Por las razones anteriores es necesario tener claras estas interrelaciones y las cuestiones relacionadas con la escala cuando se va a llevar a cabo una valoración de las funciones del ecosistema (Camacho y Ruíz 2011).

Dada la interconexión de ciertas funciones ecológicas y los SE asociados en la propuesta de estos autores se destaca la necesidad de desarrollar modelos dinámicos que tomen en cuenta la interdependencia entre las funciones y los bienes y servicios. A partir de lo anterior, los autores (de Groot et al. 2002, MEA 2003, U.S. EPA 2004, Boyd y Banzhaf

2007, Wallace 2007) ofrecen una clasificación de 23 funciones básicas de los ecosistemas agrupadas en cuatro categorías principales, de las cuales se derivan diferentes bienes y servicios.

- **Funciones de regulación:** Relacionado con la capacidad de los ecosistemas para regular procesos ecológicos esenciales y sostener sistemas vitales a través de ciclos biogeoquímicos y otros procesos biológicos. Estas funciones proporcionan muchos servicios que tienen beneficios directos e indirectos para las poblaciones humanas, como lo son el mantenimiento de aire limpio, depuración del agua, prevención de inundaciones y mantenimiento de tierra cultivable, entre otros.
- **Funciones de hábitat:** Los ecosistemas naturales proporcionan hábitat de refugio y reproducción para plantas y animales contribuyendo a la conservación biológica y diversidad genética. Estas funciones proporcionan servicios como mantenimiento de la diversidad biológica y genética, y de especies comercialmente aprovechables.
- **Funciones de producción:** Los procesos fotosintéticos y autótrofos en general, a partir de los cuales los organismos autoabastecen sus requerimientos orgánicos a partir de compuestos inorgánicos y que también son sustento de consumidores de distinto orden, para generar una mayor variedad de biomasa. Esta variedad de estructuras proporcionan una variedad de bienes y servicios para consumo humano, que van desde alimento y materia prima hasta recursos energéticos y medicinales.
- **Funciones de información:** Los ecosistemas proporcionan funciones de referencia y contribuyen al mantenimiento de la salud humana proporcionando oportunidades de enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, recreación y experiencias estéticas (paisaje).

Siguiendo un proceso similar, otra aproximación para clasificar los SE es la derivada de la de MEA (2003), que es probablemente la más difundida y aceptada y que define los SE como “los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas”. Este trabajo involucró a científicos de 95 países, que entre 2001 y 2005 se abocaron al análisis de las consecuencias originadas por cambios en los ecosistemas y estuvo estructurado explícitamente alrededor del concepto de SE como un intento de integrar completamente la sustentabilidad ecológica, la conservación y el bienestar humano. Ofrece un sistema de clasificación con propósitos puramente operacionales basado en cuatro líneas funcionales dentro del marco conceptual de MEA que incluyen servicios de soporte, regulación, aprovisionamiento y culturales, con la intención de facilitar la toma de decisiones.

- **Servicios de Aprovisionamiento:** productos obtenidos de los ecosistemas (alimentos, agua potable, leña, fibras, bioquímicos y recursos genéticos).
- **Servicios de Regulación:** beneficios obtenidos de la regulación de procesos de los ecosistemas (regulación del clima, regulación de enfermedades, regulación y saneamiento del agua, y polinización).
- **Servicios culturales:** beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas (espiritual y religioso, recreativo y turístico, estético, inspirativo, educativo, identidad de sitio, y herencia cultural).
- **Servicios de soporte:** servicios necesarios para la producción de otros servicios de los ecosistemas (formación de suelos, reciclaje de nutrientes, ciclo hidrológico, y producción primaria).

Esta propuesta se deriva, entre otros aspectos, del interés que existe por la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas y sus efectos en el bienestar social, con el que esta pérdida está íntimamente ligada, ya que es a través de la biodiversidad que se tiene acceso a los diversos servicios. Aunque el grupo de Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA 2003, 2005) considera que estos servicios no necesariamente tienen un precio, si asume que tienen un valor y que en muchas ocasiones los procesos de

conversión de ambientes naturales generan un costo total que supera a los beneficios obtenidos por esa conversión y cuya condición puede ser irreversible.

Al considerarse en su momento que son escasos los estudios que ligan a los cambios en la biodiversidad con cambios en el funcionamiento de los ecosistemas y estos a su vez con el bienestar humano, la propuesta de MEA (2003, 2005) surge como resultado del análisis conjunto, con la intención de sentar las bases para la conservación de la biodiversidad en un contexto que asegure el aprovisionamiento de los servicios que ofrece el ecosistema (Camacho y Ruíz 2011).

La clasificación que propone este grupo es relativamente sencilla y accesible, sin que necesariamente sea útil para cualquier propósito y esto ha sido señalado en los contextos que se refieren a estimaciones ambientales, manejo del paisaje y valoración económica (Fisher et al. 2009).

Una de las principales diferencias que habría que resaltar de estos dos intentos por clasificar a los SE, es que la clasificación que proponen De Groot et al. (2002) tiene más sustento ecológico que la de MEA (2003), ya que se parte de los procesos y componentes del ecosistema para finalmente definir lo que ellos llaman bienes y servicios. A diferencia, la clasificación de MEA está diseñada desde un punto de vista más antropocéntrico, dándole importancia al bienestar que obtiene el humano de los ecosistemas. Algunos autores consideran que en esta clasificación no es sencillo distinguir individualmente a los servicios de regulación de los de soporte, lo cual puede traer consecuencias cuando se están tomando decisiones con respecto al medio ambiente.

Por su parte, Wallace (2007) argumenta que los sistemas de clasificación anteriores son los más comúnmente utilizados, pero considera que son inadecuados debido a que mezclan los procesos para obtener los SE, con los propios SE aún en la misma categoría de clasificación, lo cual presenta problemas inherentes para los tomadores de decisiones. Además, la ambigüedad en las definiciones de los términos clave como los procesos del

ecosistema, las funciones y servicios agrava esta situación, por lo que nuevamente debe considerarse que la clasificación debe estar en contexto con la definición de SE.

Este último desarrolló un sistema de clasificación alternativo que proporciona un marco de trabajo en el que las consecuencias de manipular los ecosistemas para el bienestar humano pueden ser evaluadas. Esto permite el análisis de opciones para mejorar el manejo de los recursos biológicos y otros recursos naturales, de manera que su contribución al bienestar humano puede ser tanto de conservación como de sustento. En esta clasificación los servicios son descritos en términos de la estructura y composición de un elemento en particular del sistema (expresado como un bien) y estos servicios a su vez son clasificados de acuerdo con los valores humanos que ellos sostienen, entendiendo por valores humanos a las condiciones (end-state) que en conjunto circunscriben el bienestar humano, incluida su supervivencia y reproducción. Con esa orientación, Wallace propone cuatro categorías de valores humanos y su asociación con los servicios ecosistémicos, como se observa en la tabla 1.

Por su parte Turner y colaboradores (2008), proponen un esquema de clasificación que divide a los servicios ecosistémicos en “servicios intermedios” y “servicios finales”. En este trabajo conceptualizan que los beneficios humanos obtenidos por los SE se derivan de los servicios intermedios y finales (Figura 1). Con esto, los procesos del ecosistema y la estructura se consideran servicios, pero pueden ser servicios intermedios o finales, dependiendo de la relación que tengan con el bienestar humano.

Este esquema de clasificación reconoce la complejidad de los ecosistemas, lo que implica que a través de su comprensión, es posible la simplificación con la que se definirán más claramente algunos servicios finales y por consecuencia los beneficios que de ellos se derivan. En el mismo sentido estos autores señalan que debe establecerse una conexión entre los procesos del ecosistema y los servicios, para percibir los beneficios que serán importantes para los usuarios a partir de lo cual deberán decidir cuáles de los beneficios son apropiados y significativos para utilizarlos en estudios de valoración económica. El proceso en su conjunto se propone como un medio para implementar el pago por SE de humedales y por lo tanto como una estrategia para su protección y

restauración, valorando a estos ambientes con un enfoque multifuncional, al que denominan ESApp (Ecosystem services approach).

Tabla 1. Clasificación de servicios ecosistémicos y sus conexiones con los valores humanos, procesos del ecosistema y los bienes naturales. Fuente: Wallace (2007).

Categoría de valor humano	Servicios ecosistémicos experimentados a un nivel humano (individual)	Ejemplos de los procesos y bienes que requieren ser manejados para proveer servicios ecosistémicos
<p>Recursos suficientes</p> <p>Protección de depredadores/enfermedades/parásitos</p> <p>Condiciones ambientales propicias (físicas y químicas)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Alimento • Oxígeno • Agua (potable) • Energía • Dispersión de enfermedades • Protección de depredadores • Protección de enfermedades y parásitos • Temperatura • Humedad • Luz • Química 	<p><i>Procesos del ecosistema</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Regulación biológica • Regulación del clima • Regulación del gas • Manejo de la tierra para recreación • Regulación de nutrientes • Polinización • Formación y retención de suelos
<p>Cumplimiento socio-cultural</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Satisfacción espiritual y filosófica • Recreacional 	<p><i>Elementos bióticos y abióticos</i></p> <p>Los procesos son manejados para proporcionar una composición y estructura particular de los elementos del ecosistema. Los elementos pueden ser descritos como bienes de los recursos naturales como</p>

Categoría de valor humano	Servicios ecosistémicos experimentados a un nivel humano (individual)	Ejemplos de los procesos y bienes que requieren ser manejados para proveer servicios ecosistémicos
	<ul style="list-style-type: none"> • Estético • Valores de oportunidad, capacidad para evolución biológica y cultural • Conocimiento / recursos educativos • Recursos genéticos 	<p>por ejemplo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biodiversidad • Tierra • Agua • Aire • Energía

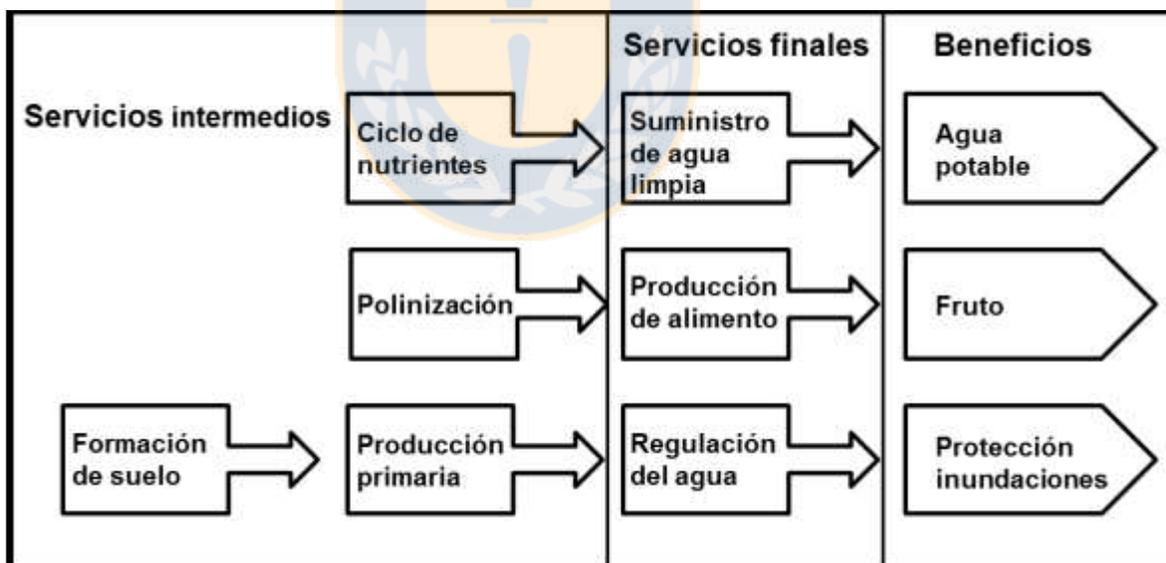


Figura 1. Relación entre los servicios intermedios, finales y los beneficios.

Fuente: Turner et al. 2008.

Del análisis de la información se desprende una serie de cuestiones, en primer término, es notable la ausencia de acuerdos sobre el concepto y la clasificación de los SE, si bien hay concordancia en su carácter antropocéntrico, que implica que los beneficios de los

SE son estrictamente para la población humana. También existe un acuerdo en el sentido de que conforme la población crece, incrementando sus requerimientos y necesidades, también ha evolucionado, tomando conciencia del impacto de sus actividades y de la necesidad de tener indicadores del estado de salud de los ecosistemas (Camacho y Ruíz, 2011). Es en este contexto que en los últimos años, se han intensificado los esfuerzos por llegar a un consenso, surgiendo importantes avances respecto a la conceptualización, definición y clasificación de los SE, particularmente en pos de la operatividad del concepto para su valorización (TEEB 2010a, Haines-Young y Potschin 2012, MMA 2014).

La economía de los ecosistemas y la biodiversidad TEEB, por sus siglas en inglés, es un proyecto que se enfoca en la valoración económica de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas (TEEB 2010a), y tiene como objetivo primordial hacer visible la economía de la naturaleza, para después poder incidir en el comportamiento de los usuarios finales de la biodiversidad, es decir, contribuir a la concientización sobre la importancia de la naturaleza en sectores de la población donde las cuestiones intrínsecas o éticas que deberían promover la conservación de la naturaleza no calan. Tiene su origen en el año 2007, luego de que los Ministros de Medio Ambiente del G8+5, reunidos en Potsdam (Alemania), encargaron un análisis del beneficio económico global de la diversidad biológica. Este informe fue presentado en la novena COP del Convenio de Diversidad Biológica, celebrado en Bonn (Alemania) en 2008, con el título de TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity).

TEEB sintetiza el conocimiento existente sobre la economía de los ecosistemas y la biodiversidad. Ha reunido numerosas pruebas de que la invisibilidad económica de los flujos de la naturaleza en la economía contribuye enormemente a la degradación de los ecosistemas y a la pérdida de biodiversidad, lo que provoca serios costos humanos y económicos. Esto se hace patente en sus conclusiones, donde destacan que el valor asociado a los ecosistemas y la biodiversidad es entre 10 y 100 veces mayor que el costo relacionado con su conservación (TEEB 2010a), y que la mayor parte de estos costos no quedan reflejados en el PIB, lo que implica que los indicadores económicos

tradicionales no reflejan el valor de los ecosistemas ni los costos derivados de su pérdida.

El enfoque del TEEB se basa en que es primordial reconocer el valor de los SE, y este valor debe ser defendido por normas y políticas ambientales. A fin de crear instrumentos políticos que superen la infravaloración de la biodiversidad, el TEEB respaldaría políticas “económicamente informadas”, es decir, políticas que tengan en cuenta el valor económico de la biodiversidad y que ese valor se incorpore en la toma de decisiones en relación a temas ambientales.

Por otro lado en el año 2009 se propone la Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos (CICES), como una forma de nombrar y describir los servicios ecosistémicos (Haines-Young et al. 2010), que surgió a partir de una reunión organizada por la Agencia Europea de Medio Ambiente como parte de su trabajo en el desarrollo de los territorios y el reporte de los ecosistemas. En ésta se observó que muchos grupos y organizaciones estaban trabajando en aspectos de los SE y que, si bien la clasificación utilizada en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA 2005) era ampliamente aceptada y empleada, también hubo diferencias emergentes en la forma en que los servicios fueron agrupados y nombrados. Por ejemplo, mientras que la clasificación propuesta por TEEB (2008) utilizó el aprovisionamiento familiar, regulación, grupos culturales, e introdujo una nueva categoría de "servicios de hábitat". Otros estudios estudian otras tipologías (Ej. Wallace 2007, Costanza 2008, Turner et al. 2008), por esta razón se piensa que tal vez, se requiere de múltiples clasificaciones para tener en cuenta las relaciones espaciales entre la fuente del servicio y los beneficiarios, y el grado en que los usuarios pueden ser excluidos o pueden ser satisfechos plenamente por el servicio.

En el informe CICES (2011), se reconoce que la diversidad de enfoques es probablemente necesaria, dada la novedad del campo, y la complejidad de la definición de SE y las funciones ecológicas que los sustentan. Sin embargo, el uso de múltiples clasificaciones continúa planteando problemas, entre los que se destacan:

- Dificultades en comparaciones entre estudios y evaluaciones

A medida que el número de estudios de valoración ha aumentado, surge la necesidad de comprender de mejor forma, cómo se comparan entre sí las estimaciones en diferentes lugares. Estudios de valoración de SE, por ejemplo, dependen fundamentalmente de poder hacer comparaciones entre diferentes situaciones en forma clara y reproducible. Un estándar de referencia común para la denominación y definición de los SE puede hacer esto más fácil.

- Dificultades para la integración de las evaluaciones de servicios con otros datos

Este fue el tema que inicialmente motivó las discusiones que llevaron a la propuesta de CICES, donde su formulación tomó nota de la considerable cantidad de trabajo que existe en relación con el desarrollo de tipologías para describir SE, y las normas para la descripción de sus productos y actividades económicas. El objetivo es proponer una nueva clasificación uniforme para los SE, que a la vez sea coherente con categorizaciones aceptadas y que permita una traducción sencilla de la información estadística entre las diferentes aplicaciones.

Para los efectos de CICES, los SE se definen como los aportes que hacen los ecosistemas para el bienestar humano. Ellos son vistos como el resultado de la interacción de los procesos bióticos y abióticos, y se refieren específicamente a las salidas "finales" o productos de los sistemas ecológicos. Es decir, las cosas directamente consumidas o utilizadas por personas. Siguiendo el uso común, la clasificación reconoce estas salidas como aprovisionamiento, regulación y servicios culturales, pero no cubre los llamados "servicios de soporte" originalmente definidos en el MEA. Los servicios de soporte son tratados como parte subyacente de la estructura, procesos y funciones que caracterizan a los ecosistemas. Dado que sólo se consumen o utilizan indirectamente, y pueden facilitar al mismo tiempo la salida de muchos "productos finales". El objetivo de esto, es evitar la sobrestimación del valor de los beneficios asociados a cierto ecosistema, ya que si un ejercicio de valoración agrega todos los SE que considera MEA (2005), podría ocurrir un doble conteo de beneficios si un servicio es insumo de otro (Boyd y Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009, SEEA 2013, MMA 2014). Por ejemplo, el servicio de provisión de alimentos requiere del servicio de soporte de polinización, por

lo que el valor del beneficio asociado a la provisión de frutas por ejemplo ya contabiliza el aporte del servicio de polinización. Se debe tener en consideración que la no inclusión de los SE intermedios en la etapa de valorización, en ningún caso conlleva restar de la discusión la importancia de dichos servicios como sustento fundamental de los beneficios.

La propuesta de CICES consta de una estructura jerárquica. En el nivel más alto hay 3 familias de temas de servicios, en donde se anidan 9 clases principales de servicio. Luego, por debajo del nivel de clase, hay 23 grupos de servicio y 59 tipos de servicio. Esta estructura básica se muestra en la tabla 2, además se ilustra como CICES agrupa la clasificación de SE utilizada por TEEB. La clasificación completa de CICES puede ser encontrada en la tabla Anexo.

Tabla 2. Estructura básica de la clasificación de CICES y su relación con la clasificación de TEEB. Fuente: Haines-Young y Potschin (2012).

Temas CICES	Clases CICES	Categorías TEEB			
Provisión	Nutrición	Comida	Agua		
	Materiales	Materias primas	Recursos genéticos	Recursos medicinales	Recursos ornamentales
	Energía				
Regulación	Regulación de residuos	Purificación del aire	Tratamiento de residuos		
	Regulación de flujos	Moderación y prevención de disturbios	Regulación del flujo de agua	Prevención de erosión	
	Regulación del ambiente físico	Regulación del clima	Mantenimiento de la fertilidad del suelo		
	Regulación del ambiente biótico	Protección del pool genético	Mantenimiento del ciclo de vida	polinización	Control biológico
Culturales		Información			

Temas CICES	Clases CICES	Categorías TEEB			
	Simbólicos	para el desarrollo cognitivo			
	Intelectual y experiencial	Información estética	Inspiración para cultura, arte y diseño	Experiencia espiritual	Turismo y recreación

La Tabla 2 muestra que es relativamente sencillo realizar una referencia cruzada entre las categorías del TEEB con las clases CICES. Las etiquetas de las clases utilizadas en CICES han sido seleccionadas para ser lo más genéricas posibles, de modo que otras categorías más específicas o detalladas progresivamente se puedan ir definiendo, de acuerdo a los intereses del usuario. Así por ejemplo, las categorías del TEEB “materias primas”, “recursos genéticos”, “recursos medicinales” y de los "recursos ornamentales" podrían ser subclases de la clase “materiales” de CICES.

La estructura para CICES por debajo del nivel de clase se muestra en la Tabla Anexo con los 23 grupos de servicio y 59 tipos de servicios propuestos. A continuación se presentan las definiciones formales de los temas, las clases de servicio y la justificación de que las sustenta la propuesta de CICES (2011).

- **Provisión**

Incluye todas las salidas de materiales y energías del ecosistema, son cosas tangibles que se pueden intercambiar o negociar, así como consumir o utilizar directamente por la gente para la manufactura. Ambas salidas bióticas y abióticas están cubiertas, pero en el contexto de salida de material, las derivadas de activos del subsuelo (por ejemplo, minerales) están excluidos. Del mismo modo, en el contexto de las salidas de energía, se excluyen los activos del subsuelo, tales como el gas y el petróleo. Dentro del tema de provisión de servicios, se reconocen tres grandes clases de servicios:

- **Nutrición:** Incluye todas las salidas de los ecosistemas que se utilizan directa o indirectamente para la calidad de los alimentos (incluida el agua potable).
- **Materiales:** Tanto bióticos y abióticos, que se utilizan en la fabricación de bienes.
- **Energía:** Las fuentes de energía renovable tanto bióticas y abióticas.

Dentro de la clase de provisión de servicios, se pueden reconocer otros tipos y subtipos. La clasificación permite la distinción entre las salidas de los ecosistemas que se utilizan principalmente para la subsistencia o para el intercambio en el mercado.

- **Regulación y Mantenición**

Incluye todas las formas en que cada ecosistema controla o modifica parámetros bióticos o abióticos que definen el entorno de las personas, es decir, todos los aspectos del “ambientales” del medio ambiente, éstas son las salidas de los ecosistemas que no se consumen, pero que afectan el desempeño de los individuos, las comunidades y las poblaciones, y sus actividades. Dentro del tema de regulación y mantenimiento, se reconocen cuatro grandes clases de servicios:

- **Regulación y remediación de desechos:** Que surjan de forma natural o como resultado de la acción humana.
- **La regulación del flujo:** Que cubre todo tipo de flujos en medios sólidos, líquidos o gaseosos.
- **Regulación del entorno físico:** Incluyendo el clima a escalas globales y locales.
- **Regulación del medio biótico:** Incluyendo la regulación y el mantenimiento del hábitat, a través de fenómenos como el control de plagas y enfermedades, y las funciones de vivero que los hábitats tienen en apoyo de los servicios de aprovisionamiento, etc.

Dentro de la clase de regulación y de mantenimiento, existen tipos y subtipos adicionales que pueden ser reconocidos. La clasificación permite que estos sean distinguidos por proceso y si los procesos operan 'in situ' o 'ex situ'.

- **Cultural y Social**

Incluye todas las salidas no materiales de los ecosistemas, que tienen un significado simbólico, cultural o intelectual. Dentro del tema de Servicio Cultural o Social, se reconocen dos grandes clases de servicios:

- Simbólico
- Intelectual y experiencial

Dentro de la Clase Cultural, se pueden reconocer tipos y subtipos adicionales. La clasificación permite que estos sean distinguidos usando criterios como por ejemplo si se trata de una actividad física o intelectual.

Dado a que CICES corresponde a un esfuerzo internacional para acordar una clasificación común de SE, este proyecto entrega un espacio de discusión donde se cita a especialistas en la materia. En este sentido, el trabajo de CICES es continuo y en permanente evolución. En consecuencia, se propone para los futuros trabajos sobre SE considerar como referencia la clasificación trabajada por CICES, no sólo porque representa el estado del arte en la materia, sino también porque entrega al país la opción de participar en su elaboración y discusión (MMA 2014). Finalmente, cabe agregar que CICES clasifica sólo SE finales, sin embargo, entrega un marco de referencia para la clasificación de SE intermedios (Haines-Young y Potschin 2012).

Sin embargo, todas estas definiciones y clasificaciones no tendrían sentido si no pudiesen ser aplicadas en el mundo real (Burkhard et al. 2011), por otra parte, la inadecuada cuantificación y valoración económica de los servicios ecosistémicos han provocado que, en la mayor parte de los casos, éstos carezcan de un precio de mercado que los haga comparables a otros bienes, y no hayan sido considerados en la toma de decisiones respecto al uso y manejo del territorio, las cuencas o los bosques (Costanza et al. 1997, Nahuelhual et al. 2007, Lucke 2008, Lara et al. 2010a). Es por ello que la cuantificación explícita y el mapeo de SE han sido identificados como instrumentos clave para mejorar la implementación del enfoque de SE en los procesos de toma de decisión (Daily y Matson 2008, Daily et al. 2009, Burkhard et al. 2011, Nahuelhual et al. 2013a).

Las cuencas hidrográficas son un claro ejemplo de la importancia de identificar espacialmente los SE, debido a proveen una gran cantidad de SE, principalmente hídricos, cuya provisión está supeditada a los patrones espaciales de la cuenta, ya que dependiendo de la composición y la configuración de estos componentes va a ser la cantidad y calidad de los SE que brinda, por lo que su identificación y espacialización es de suma importancia para cuantificarlos, valorarlos y conservarlos (Almeida – Leñero et al. 2007). Sobre todo, al considerar que el agua y los SE que brindan son un componente fundamental para la vida, pero la actividad antrópica y el sobreconsumo han puesto en riesgo la capacidad de brindar dichos servicios, y por consiguiente el bienestar humano (Lima et al. 2013).

Servicios ecosistémicos hídricos

El agua limpia es un recurso muy valioso ya sea para beber, recreación, riego o la economía, por nombrar algunos usos (Mubareka et al. 2013). La regulación del flujo del balance de agua y de los ríos, por bosques, proporcionan SE que son económicamente valiosos y críticos para el mantenimiento de la agricultura, energía hidroeléctrica, la industria, la pesca, la navegabilidad de los ríos, el desarrollo urbano (Guo et al. 2000, Postel y Thompson 2005, Castello et al. 2013, Lima et al. 2013) e importantes valores de no uso, como el ecoturismo (Kirkby et al. 2011) y oportunidades de recreación (MEA 2005). El agua del suelo y el agua superficial, incluyendo escorrentía, descarga y agua almacenada en acuíferos, desempeña un papel importante en el soporte de los ecosistemas y la biodiversidad, proporcionando nutrientes y hábitats para muchas especies. En las riberas de los ríos ocurren importantes reacciones biogeoquímicas y los caudales son responsables del transporte de grandes cantidades de carbono y nitrógeno (Meybeck 1982, McClain et al. 2003). Al demostrar el valor de estos ecosistemas a través de los servicios que prestan, se puede integrar el concepto de SE en las políticas y la toma de decisiones (Keeler et al. 2012, Maes et al. 2013, Mubareka et al. 2013).

Mantener y distribuir recursos hídricos es un desafío importante para la sociedad. Las cuencas hidrográficas son importantes reguladoras de la cantidad y calidad del agua. Para que puedan realizar estas funciones, se requiere protección y gestión, sin la cual se

generarían serias consecuencias ambientales, sociales y económicas. Por lo tanto es evidente que se requiere un enfoque integral, para conseguir la gestión sostenible de los recursos hídricos y sus SE, tomando en cuenta las necesidades humanas (UICN 2006). Es por esta razón que existe un creciente interés por incorporar los SE en las políticas de planificación ambiental (de Groot et al. 2010, Muradian y Rival 2012, Viglizzo et al 2012), en el diseño de objetivos y estrategias para la gestión del paisaje, con el fin de mejorar la prestación de estos servicios a la sociedad (Daily y Matson 2008, Farrell y Anderson 2010, Kroll et al. 2012, Rodríguez et al. 2014).

Los SEH se relacionan con la conservación de las cuencas hidrográficas y se definen como el papel que desempeñan algunos usos de la tierra y prácticas de conservación de suelos y aguas en mantener la cantidad y calidad del agua dentro de los parámetros deseados por los usuarios de un sitio en particular (Cordero et al. 2008). A continuación, en la tabla 3 se muestran los diversos servicios ecosistémicos hídricos, según la clasificación de CICES (2011).

Tabla 3. Servicios ecosistémicos hídricos, según clasificación CICES. Fuente: Haines-Young y Potschin (2012).

Clase de servicio	Grupo de servicio	Tipo de servicio
Nutrición	Agua Potable	Almacenamiento de agua
		Purificación de agua
Regulación de Flujos	Regulación del Flujo de agua	Atenuación de escorrentía y tasa de descarga
		Almacenamiento de agua
		Sedimentación
		Atenuación de la energía irradiada
Regulación de componentes ambientales físicos	Calidad de agua	Retención de nutrientes en buffer
		Enfriamiento de agua
Simbólico	Estético y patrimonial	Carácter del paisaje
		Paisaje cultural
	Espiritual	Naturalidad
		Lugares o especies sagradas

Clase de servicio	Grupo de servicio	Tipo de servicio
Intelectual y experimental	Recreación y servicios comunitarios	Especia o hábitat carismático o icónico
		Caza y recolección
	Información y conocimiento	Científico
		Educacional

Impactos de la pérdida de SEH

Los ecosistemas que proveen SEH pueden verse afectados por dos tipos principales de disturbios, los ocasionados por procesos y fenómenos naturales y los que suceden como consecuencia de las acciones del hombre (Meli et al. 2013). Los naturales afectan de manera temporal, pero resultan beneficiosos para el funcionamiento en el largo plazo, mientras que los antrópicos debilitan los ecosistemas al impedir su recuperación natural (Naiman et al. 2005). Otra diferencia principal entre estos dos tipos de disturbios es la magnitud de los impactos, principalmente porque las consecuencias de las actividades antrópicas pueden llegar a ser más drásticas, amplias e irreversibles. Los impactos antrópicos que afectan a estos ecosistemas pueden agruparse en cuatro principales tipos (Naiman et al. 2005, Meli et al. 2013): i) afectación de la dinámica hidrológica de la cuenca, ii) contaminación, iii) cambio de uso del suelo y iv) cambio climático. Cada uno de estos impactos, tiene tanto efectos comunes como específicos, en la prestación de SEH. El disturbio antrópico más importante es la alteración del régimen hidrológico de las cuencas, debido a que amenaza la sustentabilidad ecológica de la hoya de inundación (Naiman et al. 1997, Nilsson y Svedmark 2002), comprometiendo la regulación del flujo de agua. La canalización, el drenado, la construcción de diques o presas, y la deforestación entre otros, alteran los patrones de inundación y aíslan la zona ribereña del río, afectando el transporte de sedimentos (Richardson et al. 2007), reduciendo los flujos laterales de agua y materiales. Un caudal de río que se desconecta de su área ribereña, pierde la capacidad de almacenar agua y retener sedimentos, por lo tanto, pierde la mayor parte de sus funciones ecológicas, y por consiguiente los SE que brinda, afectando también las oportunidades estéticas, recreativas y otras características con

valor humano (NRC 2002). A largo plazo esto detiene la formación de nuevos hábitats y la modificación de los procesos sucesionales, un proceso conocido como “aterramiento” (Naiman et al. 2005, Meli et al., 2013). La contaminación, por su parte, se puede deber a un exceso de nutrientes (típicamente provenientes de fertilizantes agrícolas) o a compuestos tóxicos ya sea de fuentes puntuales como difusas (es decir, de aguas negras o como resultado de actividades industriales). Dependiendo del tipo de contaminante y de su régimen (concentración, frecuencia de ingreso, etc.) se altera el ensamblaje de las comunidades, la productividad primaria y las condiciones físico-químicas del suelo (Meli et al. 2013).

Si los contaminantes alcanzan el curso de agua, afectan su calidad y eventualmente también a la calidad de aguas abajo. El cambio de uso del suelo determina la pérdida de hábitat natural y de biodiversidad, así como la modificación de la composición específica de las comunidades, lo que favorece la invasión de especies exóticas (Richardson et al. 2007). Al disminuir la productividad primaria, y consecuentemente la cantidad de hojarasca que ingresa al ecosistema acuático, ocurren cambios significativos en la abundancia y biomasa de los insectos acuáticos, lo cual afecta directamente las cadenas tróficas (Naiman et al. 2005). Otro importante efecto es la alteración de los patrones de temperatura (Meleason y Quinn 2004), un factor crítico que regula los procesos biológicos, ya que la vegetación influye en la temperatura los cursos de agua. Finalmente, si las actividades humanas afectan la vegetación ribereña, modifican de forma relevante las cantidades y la relación entre los nutrientes del suelo, del agua y de la atmósfera (Melillo et al. 2003), así como la deposición de sedimentos y la eutrofización (Patten 1998), afectando su capacidad de transportar, retener y procesar contaminantes y elementos tóxicos (Sweeney et al. 2004, Meli et al. 2013). Como se puede apreciar, la actividad antrópica altera el balance hídrico de cuencas de los ríos, y los ecosistemas de riberas, dando como resultado la pérdida de los SEH forestales (Costa y Foley 2000, Malhi et al. 2008, Coe et al. 2009, Lima et al. 2013) y por consiguiente afectando el bienestar humano. Por otro lado el trabajo de Lara et al. (2011), muestra que la corta y quema de bosques nativos para establecer plantaciones forestales implicó un cambio abrupto en la estructura, composición y procesos de los ecosistemas naturales

multietáneos de varios estratos y con una alta diversidad de hábitat y especies (plantas y animales), los cuales cambiaron a plantaciones densas y monoespecíficas, provocando una disminución de la provisión de agua como un SE, tanto en cantidad como en calidad de agua en las cuencas cubiertas por plantaciones (Little 2011). Esta reducción también ha sido descrita para diversas cuencas en diversas regiones en Chile (Lara et al. 2009, Little et al. 2009) como una consecuencia del incremento de la proporción de plantaciones de especies de rápido crecimiento en las cuencas, producto de la sustitución de bosques nativos.

Considerando los antecedentes, se hace evidente que asegurar la continuidad de la prestación de SEH, ante el cambio ambiental, es uno de los desafíos más apremiantes en la ciencia de la sustentabilidad y la ecología del paisaje contemporáneo (Turner et al. 2012), además se espera que la provisión futura de SEH pueda reducirse, no sólo porque la tasa de cambio se está acelerando para muchos conductores clave, sino porque también los SE pueden interactuar de maneras inesperadas (Peterson et al. 2003), más aún, si se considera la creciente degradación que existe sobre un gran número de ecosistemas, que llega en algunos casos a puntos críticos, lo que pone en riesgo la provisión de servicios fundamentales para el bienestar humano (TEEB 2010b). De acuerdo con el informe elaborado por el MEA (2005), alrededor de un 60% de los servicios ecosistémicos evaluados a nivel mundial están siendo degradados o sobreexplotados.

Dado a que los SEH son fundamentales para la vida humana, se hace patente la necesidad de identificar en forma espacialmente explícita, todos los factores que conducen a la pérdida de estos servicios, cuantificando los impactos tanto ecológicos como sociales generados. También, es de suma importancia identificar las causas indirectas que derivan en acciones perjudiciales para la mantención de los procesos ecológicos que sustentan los SEH.

Por otro lado, ya que el cambio del uso del suelo ha dejado muy pocos ecosistemas naturales o seminaturales, urge realizar estudios que evalúen la prestación de SEH de los

nuevos ecosistemas de origen antrópico, para luego compararlos con ecosistemas de referencia, para cuantificar en forma concreta la pérdida de estos servicios.

Además, dado que la actividad antrópica ha modificado rápidamente los ecosistemas terrestres, es necesario comprender la influencia de los patrones espaciales del paisaje (composición y configuración de los elementos del paisaje), sobre los SEH (Jones et al. 2012). En base a esto se han planteado dos preguntas pertinentes, con el fin de comprender las consecuencias de los patrones espaciales, sobre los servicios ecosistémicos en paisajes cambiantes (Turner et al. 2012): ¿Cómo podría cambiar la provisión de SEH en el futuro, con las trayectorias de uso de suelo previstas? y ¿Cuál es el rol de los patrones espaciales, en el mantenimiento de la provisión de flujos y beneficios de SEH en el futuro? La ecología del paisaje puede hacer importantes contribuciones, para comprender los cambios en los conductores de los patrones espaciales y los SE, identificar cómo y cuándo, los patrones espaciales pueden mejorar, o comprometer la provisión de SE (Latterra et al. 2012). Es por esta razón que cuantificar en forma explícita y mapear los SE son herramientas clave para mejorar la introducción del enfoque de SE en los procesos de planificación territorial y toma de decisiones (Daily y Matson 2008, Daily et al., 2009, Burkhard et al., 2011, Nahuelhual et al., 2013a).

En años recientes se han desarrollado diversos enfoques metodológicos para la cuantificación y mapeo de SEH (ej. Troy y Wilson 2006, Egoh et al. 2008, Naidoo et al. 2008, Willemsen et al. 2008, Tallis y Polasky 2009, Nelson et al., 2009, Nahuelhual et al., 2013b). En términos generales, estos enfoques pueden clasificarse en tres tipos.

- El primero consiste en la transferencia de beneficios obtenidos desde estudios puntuales a regiones completas o el planeta en su totalidad (ej. Costanza et al., 1997, Troy y Wilson, 2006, Turner et al., 2007).
- El segundo consiste en modelar la producción de un SE, en un área acotada, a través de una función de producción ecológica que relaciona el flujo del SE con las variables ecológicas locales (ej. Kaiser y Roumasset 2002, Ricketts et al. 2004).

- El tercero es la evaluación socio-ecológica de SE (Palomo et al., 2011, Nahuelhual et al., 2013b) que enfatiza los valores y las prioridades sociales por sobre los indicadores económicos. En base a entrevistas en profundidad y a técnicas de mapeo conducidas conjuntamente con los tomadores de decisiones del ámbito del manejo de los recursos y los representantes de la comunidad, se cuantifican y mapean los valores de los SE, así como también se evalúan las amenazas al capital natural que provee dichos SE (ej. Raymond et al., 2009).

Modelación hidrológica

Un modelo hidrológico busca representar los procesos involucrados en la distribución de la lluvia y la generación de caudales en una determinada cuenca (Jorquera et al., 2009). La modelación hidrológica comienza a principios del siglo XIX, pero su auge es contemporáneo, gracias a la aparición de computadoras de gran capacidad de procesamiento de información, la mayor disponibilidad de datos provenientes de sensores remotos y las herramientas proporcionadas por los Sistemas de Información Geográfica (SIG) han permitido el desarrollo de este campo (Vieux, 2004).

En la actualidad existe un gran número de modelos hidrológicos, para diversos objetivos que van desde modelos destinados a la optimización de los recursos hídricos en la actividad agrícola, modelación de aguas subsuperficiales, modelos meteorológicos, y modelos más complejos e integrales, enfocados a la gestión de las cuencas hidrográficas (Sánchez, 2001). Por esta gran diversidad de modelos existentes, el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos (USACE), en el año 2008 se asoció con el departamento de Servicios Ambientales (ENV), del condado de Honolulu para patrocinar un estudio que tiene por objetivo seleccionar y desarrollar un modelo hidrológico para la cuenca del río Waikele en la isla de Oahu. El propósito primario de este modelo es realizar análisis para la planificación de las prácticas de gestión, incluyendo evaluar el efecto de los cambios de uso del suelo y la aplicación de mejores prácticas de manejo dentro de la cuenca. Además, el ENV tiene la intención de utilizar el modelo como una herramienta para ayudar en el cumplimiento de las regulaciones de

carga total máxima diaria y futura (TMDL), y teniendo en cuenta que el modelo seleccionado sea aplicable en otras cuencas de Estados Unidos. El proceso de selección se inició mediante la compilación de una amplia lista de 47 modelos hidrológicos candidatos. Luego se desarrolló un procedimiento de clasificación sistemática con 13 criterios, para asignar una calificación numérica compuesta para cada modelo en estudio, resultando 4 modelos candidatos para ser testeados.

- HSPF: *Hydrological Simulation Program FORTRAN*
- WARMF: Watershed Analysis Risk Management Framework
- SWAT: Soil and Water Assessment Tool
- N-SPECT: Non Point Source Pollution and Erosion Comparison Tools

Finalmente, las demostraciones de los modelos piloto concluyeron con una discusión de las capacidades técnicas y de accesibilidad de los usuarios de los cuatro modelos, donde se recomienda a la ENV desarrollar una combinación de los modelos WARMF y N-SPECT aplicándolos como un modelo mixto. N-SPECT es simple de usar, y requiere pocos datos de entrada para modelar eventos puntuales o anuales. En contraste, WARMF proporciona comparaciones con un modelo físico más detallado, y proporciona información que no entrega N-SPECT, pero su costo operacional es más elevado debido a la gran cantidad de datos de entrada que requiere para su funcionamiento.

Por su parte Burke y Sugg (2006), plantean que N-SPECT utiliza los métodos más simples para la realización de cálculos, también que es la extensión de Arc Gis más sencilla de aplicar, siendo el único modelo de esta plataforma que utiliza un marco basado en cuadrículas para realizar cálculos y el informe de resultados, y que los datos de entrada necesarios para correr el modelo no significan un gran costo o esfuerzo. A diferencia de modelos como SWAT o WARMF, que se basan en los vínculos de las sub-cuencas y sus arroyos. Además, Keller (2009) menciona que WARMF no incluye funciones para delimitar sub-cuencas y arroyos debiendo importarlas desde las herramientas para delimitar cuencas de SWAT.

En cuanto a HSPF, Johnson et al. (2006) lo describe como una herramienta potente para modelar caudales, pero que es complejo de utilizar, afirmación que se ve reforzada por Jalgama (2009), que plantea que HSPF es un modelo poco accesible y que requiere de muchas horas, para que una persona pueda dominarlo.

Se debe destacar que una cualidad de estos modelos es que permiten realizar estudios comparativos a escala espacial y temporal (Wilks 1999, Parajuli et al. 2009, Fuentes 2013), además de su capacidad de cuantificar efectos de disturbios pasados, evaluar condiciones actuales o estimar futuros escenarios de manejo (Fu B et al. 2010, Fuentes, 2013). Otra característica fundamental de estos modelos es que permiten obtener una interfaz mediante datos de teledetección y/o datos de sistemas de información geográfica (Melesse et al. 2003, Fuentes, 2013). Esta característica los hace indispensables y muy precisos para la gestión de recursos naturales, especialmente cuando las áreas a estudiar poseen datos espacialmente dispersos (Li S y Coleman 2005, Datta y Schack-Kirchner 2010, Fuentes 2013). Por otro lado ya que estos modelos son espacialmente explícitos (Zavala et al. 2006, Fuentes 2013) permiten entender la interrelación entre los patrones espaciales de cambio de uso de suelo y variables hidrológicas a escala de cuenca como lo son el caudal, la exportación de nutrientes y la erosión (Thanapakpawin et al. 2006, Pistocchi et al. 2010, Fuentes 2013).

Cambio de uso de suelo en el Centro – Sur de Chile

La degradación del bosque nativo en Chile, tiene su origen en la visión histórica de los bosques como productores de madera y leña, limitando la valoración social de estos ecosistemas (Lara et al. 2010a). Lo anterior sumado a las políticas económicas del país, ha significado que el Estado haya concentrado esfuerzos en favorecer la expansión agrícola, en su momento, y luego el crecimiento del sector forestal basado en plantaciones de rápido crecimiento, descuidando el desarrollo de aquel sector asociado a los bosques nativos. Esto ha conducido a una creciente degradación y pérdida de extensas superficies de estos ecosistemas debido principalmente a la sustitución por plantaciones forestales, así como también por la habilitación agropecuaria, incendios e

intervenciones sin criterios silviculturales adecuados, desencadenando impactos sociales y ambientales negativos (Lara et al. 2010b).

El CUS en el centro de Chile, ha provocado impactos negativos en los medios de subsistencia de las comunidades locales (Schulz et al. 2010), a través de la disminución de diversos SE proporcionados por estas áreas naturales (Newton y Tejedor 2011). Por su parte el centro-sur de Chile es conocido por ser una de las zonas de América Latina que ha sido expuesta a cambios sustanciales del paisaje como resultado de los procesos inducidos por el hombre (Aguayo et al. 2009, Echeverría et al. 2011). Los paisajes naturales del centro-sur de Chile han sido sometidos a una degradación generalizada del medio ambiente, como resultado del modo no sustentable de uso de la tierra y de los cambios naturales en el paisaje (Echeverría et al. 2012). El paisaje costero entre la región del Maule y la región del Biobío ha sido severamente transformado presentando una tasa de deforestación de 4,5 % al año, una de las tasas más altas reportadas en América Latina en las últimas cuatro décadas (Echeverría et al. 2006). En el sur de Chile, existen fuertes presiones para convertir los bosques nativos en plantaciones de rápido crecimiento, con especies exóticas de árboles para exportación (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* sp.) (Lara et al. 2009).

La evidencia demuestra el importante efecto, que el uso del suelo tiene sobre el rendimiento hídrico, sobre todo cuando la cubierta forestal nativa se ha reducido drásticamente y las plantaciones forestales exóticas se han expandido (Little et al. 2009). Además, un estudio reciente pone de manifiesto, la estrecha relación existente entre los cambios inducidos por el uso antrópico y los servicios de los ecosistemas forestales en el sur de Chile, donde la expansión de las tierras agrícolas y la presencia de la producción de salmón, se relacionan con una disminución en la calidad del agua y el aumento de la carga de sedimentos (León - Muñoz et al. 2013), a esto se suma que los caudales de las cuencas insertas en matrices agrícolas presentan niveles de N y P, más altos que las insertas en bosque nativo (Fuentes 2013), y que las plantaciones forestales tienden a reducir los caudales medios anuales (Jaramillo 2014). Todo esto adquiere mayor relevancia cuando existe evidencia de que los SEH de provisión y regulación en las

cuencas hidrográficas del centro sur de Chile, pueden verse afectados, por la variación del régimen de precipitaciones como consecuencia del cambio climático global (González – Reyes y Muñoz 2013), provocando períodos de sequía en verano, inundaciones en invierno y disminución de la calidad del agua. Pese a esto, en Chile la investigación sobre SE y las estrategias de gestión son todavía muy escasas (Meynard et al. 2007, Lara et al. 2009), así como los esfuerzos por evaluar los patrones espaciales de los SE en el país (Nahuelhual et al. 2013a).

A raíz de esto, algunos organismos públicos y privados, en Chile han manifestado la necesidad de incorporar las evaluaciones de SE como una herramienta para la planificación del paisaje, y la evaluación ambiental estratégica (EAE), que busca incorporar la perspectiva ambiental en el desarrollo sostenible del país (MMA 2014). Así como otros países ya han mapeado sus SE basados en SIG, los que son utilizados como herramienta de apoyo, para la toma de decisiones y la planificación del paisaje (Maes et al. 2011).

Se debe destacar que los sistemas humanos-medioambientales en general, son cada vez más estudiados desde la perspectiva de los SE pretendiendo actuar como un enfoque adecuado para valorar y manejar los ecosistemas (Schmalz et al. 2016). Además, los SE cumplen con los criterios de ser adecuados indicadores del sistema humano-ambiental y, por lo tanto, son un instrumento apropiado para la toma de decisiones y la gestión" (Kandziora et al., 2013).

Discusión

Considerando los antecedentes, se desprende que no todos los SE pueden ser modelados con cada modelo. Todos los modelos requieren diferentes datos de entrada, y sus extensiones espacio-temporales y resoluciones influyen en los indicadores para la cuantificación de los SEH (Schmalz et al. 2016). Un factor decisivo es la ubicación y tamaño del área de estudio considerada, porque especialmente para los servicios de ecosistemas relacionados con el agua los procesos hidrológicos actúan de manera diferente entre las zonas climáticas a nivel mundial. Las regiones con influencia de monzón o de fusión de nieve deben ser consideradas de manera diferente que las cuencas con clima equilibrado (Schmalz et al. 2015). También la resolución temporal es un factor importante porque los servicios ecosistémicos son a menudo cuantificados y mapeados sólo para los valores medios anuales (ej. Kroll et al. 2012, Kandziora et al. 2013, Lautenbach et al. 2012, Schmalz et al. 2015). En regiones con alta variación estacional de clima e hidrología, especialmente en áreas con clima de monzón o deshielo considerable, un valor medio anual no puede reflejar la variabilidad estacional.

Por esta razón se hace evidente la necesidad de establecer una metodología para mapear y cuantificar los SEH en forma espacialmente explícita, porque los cambios en los patrones espaciales del paisaje y los factores climáticos, pueden tener diferentes consecuencias para la provisión de los SEH, dependiendo de la ubicación de dichos cambios (Turner et al. 2012), dando como resultado diversas trayectorias que desembocarán en configuraciones espaciales diferentes.

Un modelo espacialmente explícito puede contribuir identificando la influencia de los cambios en los patrones espaciales sobre la provisión de SEH, en el mediano y largo plazo, complementado las evaluaciones de SEH dirigidos a estimar compensaciones en virtud de los rápidos cambios del paisaje tales como: deforestación, degradación forestal y la incipiente expansión de plantaciones forestales exóticas (Jaramillo 2014). Mostrando a los tomadores de decisiones, la relevancia de la conservación de los ecosistemas forestales nativos para la prestación de SEH, y cómo, en su conjunto, los

cambios en los patrones espaciales del paisaje pueden afectar directamente la provisión de los recursos hídricos (Le Maitre et al. 2014). Además, un modelo espacialmente explícito permite identificar las áreas de mayor provisión de SEH en las cuencas hidrográficas y zonas de conflicto entre competidores por el SE (hotspots y tradeoffs), aspecto relevante en zonas donde las comunidades dependen directamente de la provisión de los SEH para su subsistencia (Jaramillo 2014). Por lo tanto, es necesario fomentar las medidas de conservación de cuencas para proteger estas áreas y los servicios que prestan. Herramientas de mapeo como las revisadas en este estudio son un apoyo a las directrices de la Estrategia Nacional de Recursos Hídricos (2012-2025) y la Estrategia Nacional de Biodiversidad (actualmente en desarrollo), ya que este enfoque permite abordar la evaluación de SEH a través de una visión integrada del territorio, evitando la fragmentación de estas cuestiones que normalmente son estudiadas por separado en diferentes organismos de gobierno (Le Maitre et al. 2014). Además, se espera que los estudios de mapeo SEH espacialmente explícitas, motiven el diseño de incentivos o iniciativas de compensación para los propietarios específicos que promueven un uso más sustentable del suelo, para mantener los flujos de SE, disminuyendo los tradeoffs y reconociendo, tanto a corto como a largo plazo, las necesidades locales, para lograr el equilibrio de una cartera completa de SE, y a su vez, aumentar la capacidad de recuperación de los paisajes manejados (Jaramillo 2014).

Conclusión

El uso de los SEH como indicador de los cambios en la cobertura y uso del suelo, aparecen como una solución práctica para la gestión y la toma de decisiones del territorio, siempre y cuando el modelo utilizado utilice una escala espacial y temporal adecuadas. Esto debido a que pese que hay interés público por evaluar y mapear servicios ecosistémicos, aun no es posible vincular los estudios científicos y las demandas concretas de distintos tomadores de decisiones en las diversas escalas, por esta razón la modelación espacialmente explícita cobra relevancia, para poder relacionar las zonas de oferta, zonas de demanda y los puntos críticos donde existen factores que reducen la provisión de servicios. Es en este contexto que este tipo de modelación de los SEH se vuelve crucial al momento de planificar el territorio, para lograr que persistan en el tiempo, debido a la relevancia ecológica que estos poseen y al bienestar humano que brindan. Por esta razón, el uso de modelos que indiquen la interacción de factores espaciales y temporales que afecten la oferta de servicios de forma simple y clara, aparece como una propuesta novedosa que va en apoyo a la toma de decisiones para la implementación de políticas públicas en el territorio.

Bibliografía

1. Aguayo M, A Pauchard, G Azócar, O Parra. 2009. Cambio de uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena De Historia Natural* 82:361-374.
2. Alberti M, D Booth, K Hill, B Coburn, C Avolio, S Coe, et al. 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub McGarigal-basins. *Landscape and Urban Planning* 80 (4), 345–361.
3. Almeida – Leñero L., Nava M., Ramos A., Espinoza M, Ordoñez M., Jujnovsky J. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. Instituto Nacional de ecología, México. Núm. especial *Gaceta Ecológica* 84 – 85: 53-64.
4. Balmford A, L Bennun, B ten Brink, D Cooper, IM Côté, P Crane, A Dobson, N Dudley, I Dutton, RE Green, RD Gregory, J Harrison, ET Kennedy, C Kremen, N Leader-Williams, TE Lovejoy, G Mace, R May, P Mayaux, P Morling, J Phillips, K Redford, TH Ricketts, JP Rodríguez, M Sanjayan, PJ Schei, AS van Jaarsveld, BA Walther. 2005. The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science* 307: 212-213.
5. Barrena J. 2012. Valorización de los Servicios Ecosistémicos Culturales: Estimación de la disposición a pagar por la conservación del patrimonio agrícola de Chiloé. Tesis de Magister. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. Dirección de Postgrado. Valdivia, Chile.
6. Becerra A. 1998. Soil Conservation and Sustainable Development, Utopia or Possibility in Mexico?. *TERRA*, Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México. Vol 16, Núm 2: 173-179.

7. Berlanga-Robles CA, Ruiz-Luna A, de la Lanza EG. 2008. Esquema de clasificación de los humedales en México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 66: 25-46.
8. Boyd J, Banzhaf J. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*. 63: 616–626.
9. Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., y Müller, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21: 17 - 29.
10. Camacho V., Ruiz L. 2011. Marco conceptual para la clasificación de servicios ecosistémicos. Programa de Doctorado en Acuicultura y Manejo Ambiental del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. *Revista Biociencias* 4: 3-15.
11. Carpenter SR., DeFries R, Dietz T, Mooney HA, Polasky S, Reid WV, Scholes RJ. 2006. Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science* 314: 257–258.
12. Carson R. 1962. *Silent spring*. Boston, MA. Houghton Mifflin Company: 350.
13. Castello L, McGrath DG, Hess LL, Coe MT, Lefebvre PA, Petry P, Macedo MN, Reno´ VF, Arantes CC. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv Lett* 1–13
14. Chee Y. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120: 549–565.

15. Coe M., Costa M., Soares-Filho B. 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon river—land surface processes and atmospheric feedbacks. *J. Hydrol* 369:165–174
16. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). 2011. Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services for Integrated Environmental and Economic Accounting. Report to the European Environment Agency.
17. Costa M., Foley J. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. *J. Clim* 13:18–34
18. Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
19. Costanza R. 2008. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141: 350–352.
20. Daly H. 1995. On Wilfred Beckerman's critique of sustainable development. *Environ Values* 4:49–55.
21. Daily, G.C., Matson, P., 2008. Ecosystem services: from theory to implementation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105: 9455–9456.
22. Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., et al. 2009. Ecosystem services in decision-making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 21 - 28.

23. de Groot R., Wilson M., Boumans R. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.
24. de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272.
25. Di Gregorio A, Jansen L. 2005. Land cover classification system classification concepts and user manual. Software version (2). Versión revisada por Di Gregorio A. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 209.
26. Duarte D., Alonso S., Benito G., Dachs J., Montes C., Pardo M., Ríos A., Simió R., Valladares F. 2006. Cambio Global, efectos de la actividad humana sobre el sistema Tierra. Consejo Superior de Investigaciones Científicas CSIC, Madrid, Colección Divulgación. 24 pp.
27. Eamus D., Macinnis-Ng C., Hose G., Zeppel M., Taylor D., Murray B., Turner M. 2005. Review No. 9: Ecosystem services: an ecophysiological examination. *Australian Journal of Botany* 53: 1–19.
28. Echeverría C, D Coomes, J Salas, Rey-Benayas J., Lara A., Newton A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130 (4), 481-494.
29. Echeverría C, T Kitzberger, R Rivera, R Manson, R Vaca, L Cristobal, G Machuca, D Gonzalez, R Fuentes. 2011. Assessing fragmentation and degradation of dryland forest ecosystems. In Newton A, N Tejedor eds.

Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America. Gland, Switzerland. IUCN. p. 65-102.

30. Echeverría C, A Newton, L Nahuelhual, Coomes D., Rey-Benayas JM. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32 (2), 822-831.
31. Egoh B., Reyers B., Rouget M., Richardson D., Le Maitre D., van Jaarsveld A. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 135-140.
32. Ellis E. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, núm. 19, pp. 589-606.
33. Farber S, Costanza R, Childers DL, Erickson J, Gross K, Grove M, et al. 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience* 56: 121–133.
34. Farman J., Gardiner B., Shanklin J. 1985. Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction. *Nature* 315: 207–210.
35. Farrell, P.J.O., Anderson, P.M.L., 2010. Sustainable multifunctional landscapes: areview to implementation. *Curr. Opin. Environ. Sustain* 2: 59–65.
36. Fisher B, Turner KR, Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643-653.
37. Freeman AM. 2010. The wealth of nature: Valuing ecosystem services. *Proceedings EEPSEA Impact Conference Vietnam*.

38. Fuentes, R. 2013. Modelamiento de impactos del cambio de uso de suelo en la carga de sedimentos y nutrientes en la cuenca lacustre del lago Rupanco, Región de Los Lagos, Chile. Tesis de Magister. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Dirección de Postgrado. Concepción, Chile.
39. Global Footprint Network. 2014. Informe planeta vivo. Disponible en: http://www.footprintnetwork.org/images/article_uploads/Informe-PlanetaVivo2014_LowRES.pdf
40. González, M., García H., Corzo G., Madriñán S. 2012. Ecosistemas terrestres de Colombia y el mundo. Bogotá: Universidad de los Andes, Ediciones Uniandes,, 468 pp.
41. González-Reyes A., Muñoz A. 2013. Precipitation changes of Valdivia city (Chile) during the past 150 years. BOSQUE 34 (2): 191-200
42. Groffman PM, Driscoll CT, Likens GE, Fahey TJ, Holmes RT, Eagar C, Aber J. (2004). Nor gloom of night: a new conceptual model for the Hubbard Brook ecosystem study. Bioscience 54: 139–148.
43. Guo Z, Xiao X, Li D. 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. Ecol Appl 10 (3):925–936
44. Haines-Young, R., Potschin, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), Ecosystem Ecology: A New Synthesis, BES Ecological Reviews Series. Cambridge University Press, Cambridge.

45. Haines-Young R., Potschin M. 2012. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
46. Heal, G. 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems* 3: 24-30.
47. Jaligama G. 2009. Hydrologic and Watershed Model Integration Tool (HydroWAMIT) and Its Application to North y South Branch Raritan River Basin. AWRA Hydrology y Watershed Management Technical Committee. Omni Environmental LLC, Watershed Update. Vol. 7, No. 1
48. Jaramillo A. Modeling the ecosystem service of wáter supply and flow regulation (WSFR) under different land use scenarios: A case study in southern Chile. Tesis de Magíster. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. Dirección de Postgrado. Valdivia, Chile.
49. Johnson N., Maidment D., Katz L. (2005). ArcGIS and HSPF Model Development. CENTER FOR RESEARCH IN WATER RESOURCES, The University of Texas at Austin.
50. Jones K., Zurlini G., Kienast F., Petrosillo I., Edwards T., Wade T., Li B., Zaccarelli N. 2012. Informing landscape planning and design for sustaining ecosystem services from existing spatial patterns and knowledge. *Landscape Ecology*: 1-18.
51. Jorquera E., Weber J., Reyna S. 2009. Revisión del estado del arte en la modelación hidrológica distribuida e integrada. Departamento de Hidráulica – Escuela de Ingeniería Civil. Facultad de Ciencias Exáctas, Físicas y Naturales Universidad Nacional de Córdoba

52. Kaiser B., Roumasset J. 2002. Valuing indirect ecosystem services: the case of tropical watersheds. *Environment and Development Economics* 7: 701–714.
53. Kandziora M, Burkhard B, Müller F. 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise, *Ecological Indicators*, Volume 28, Pages 54-78, ISSN 1470-160X
54. Keeler, B.L., Polasky, S., Brauman, K. A., Johnson, K. A., Finlay, J. C., O’Neill, A., Kovacs, K., Dalzell, B. 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings interNational Academy of Sciences* 109, 18619–18624.
55. Kirkby C., Giudice R., Day B., Turner K., Soares-Filho B., Rodrigues H., Yu D. 2011. Closing the ecotourism conservation loop in the Peruvian Amazon. *Environ Conserv* 38(1):6–17
56. Kremen C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468–479.
57. Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N. 2012. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy* 29, 521–535.
58. Lambin E., Baulies X., Bockstael N., Fischer G., Krug T. 1999. Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation strategy. IGBP Report No. 48, IHDP Report No. 10, Stockholm, Bonn.
59. Lara, A., Donoso, C., Aravena, J.C., 1997. La conservación de los bosques nativos en Chile: problemas y desafíos. In: Armesto, J.J., Villagra´n, C., Arroyo, M.K.

(Eds.), *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 335–362.

60. Lara A, D Soto, J Armesto, P Donoso, C Wernli, L Nahuelhual, F Squeo. 2003. Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos Chilenos. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile.
61. Lara A, Little C, Urrutia R, McPhee J, Álvarez- Garretón C, Oyarzún C, Soto D, Donoso P, Nahuelhual L, Pino M, Arismendi I. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258, 415-424.
62. Lara A., Urrutia R. 2010a. Chilean Perspective on the Challenges Ahead. In Levitt J ed. *Conservation Capital in the Americas*. Lincoln Institute of Land Policy, Cambridge, MA. USA. Island Press. pp. 5-14.
63. Lara A., Urrutia R, Little C, Martínez A. 2010b. Servicios Ecosistémicos y Ley del Bosque Nativo: No basta con definirlos. *Revista Bosque Nativo* 47: 3 – 9
64. Lara A., Little C., González M., Lobos D. 2011. Restauración de bosques nativos para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en el centro-sur de Chile: desde las pequeñas cuencas a la escala de paisaje. *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Valdivia, Chile. Red ProAgua CYTED, Imprenta América 2013. 58 – 80
65. Laterra P., Orúe M., Booman G. 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 154:56-67.

66. Lautenbach S. Lautenbach, J. Maes, M. Kattwinkel, R. Seppelt, M. Strauch, M. Scholz, C. Schulz-Zunkel, M. Volk, J. Weinert, C.F. 2012. Dormann Mapping water quality-related ecosystem services: concepts and applications for nitrogen retention and pesticide risk reduction *International Journal of Biodiversity Science Ecosyst. Serv. Manage.*, 8 (1–2) (2012), pp. 35–49
67. Le Maitre D, Kotzee I, O’Farrel P. 2014. Impacts of land-cover change on the water flow regulation ecosystem service: Invasive alien plants, fire and their policy implications. *Land Use Policy* 16:171-181.
68. León-Muñoz J., Echeverría C., Marcé R., Riss W., Sheman B., Iriarte J. 2013. The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8°S). *Journal of Environmental Management* 128:283-291.
69. Lima L., Coe M., Soares Filho B., Cuadra S., Dias L., Costa M., Lima L., Rodrigues H. 2013. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. *Landscape Ecol* 2014. 29:261–274
70. Little C, Lara A, McPhee J, Urrutia R. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374, 162-170.
71. Little C. 2011. Rol de los bosques nativos en la oferta del servicio ecosistémico provisión de agua en cuencas forestales del centro sur de Chile. Tesis Doctoral. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile. 67p.

72. Lucke S., Grant F, Young J, Harrison P, Sykes M, Skourtos M, Rounsevell M, Kluvánková- Oravská T, Settele J, Musche M, Anton C, Watt A. 2008. Approaches to ecosystem service assessment in forest ecosystems. Eds. Ecosystem Services and Drivers of Biodiversity Change. Report of the RUBICODE electronic conference.
73. Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319:169–172.
74. Maes J., Braat L., Jax K., Hutchins M., Furman E, Termansen M, Luque S., Paracchini M., Chauvin C., Williams R., Volk M., Lautenbach S., Kopperoinen L., Schelhaas M., Weinert J., Goossen M., Dumont E., Strauch M, Görg C., Dormann C., Katwinkel M., Zulian G., Varjopuro R., Ratamáki O., Hauck J., Forsius M., Hengeveld G., Perez-Soba M., Bouraoui F., Scholz M., Schulz-Zunkel C., Lepistö A., Polishchuk Y., Bidoglio G. 2011. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: Methods, case studies and policy analysis - phase 1. Italy.
75. Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamáki, O., Hutchins, M., Termansen, M., Furman, E., Pérez Soba, M., Braat, L., Bidoglio, G. 2013. Mainstreaming Ecosystem services into US policy. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5(1), 128–134.
76. McClain ME, Boyer EW, Dent L, Gergel SE, Grimm NB, Groffman PM, Hart SC, Harvey JW, Johnston CA, Mayorga E, McDowell WH, Pinay G. 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosyst* 6:301–312.

77. Meleason M., Quinn J. 2004. Influence of riparian buffer width on air temperature at Whangapoua Forest, Coromandel Peninsula, New Zealand. *Forest Ecology and Management* 191:365-371.
78. Melesse A, Graham W., Jordan J. 2003. Spatially distributed watershed mapping and modeling: Gis-based storm runoff response and hydrograph analysis: Part 2. *Journal of Spatial Hydrology*, 3 (2), 1-28.
79. Meli P., Rey Benayas J., Carabias J., Ruiz L., Martínez M. 2013. Restauración de los ecosistemas ribereños y sus servicios ecosistémicos: meta-análisis global y un estudio de caso en Chiapas, México. *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Valdivia, Chile. Red ProAgua CYTED, Imprenta América. 38 – 57
80. Melillo JM, CB Field, B Moldan eds. 2003. Interactions of the major biogeochemical cycles. *SCOPE 61*. Washington, DC. Island Press.
81. Meybeck M 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am J Sci* 282:401–450
82. Meynard C, A Lara, M Pino, D Soto, L Nahuelhual, D Núñez, C Echeverría, C Jara, C Oyarzún, M Jiménez, F Morey. 2007. La integración de la ciencia, la economía y la sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos en el cono sur de Sudamérica. *Gaceta ecológica* 84-85:29-38.
83. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being*. 2003. A Framework for Assessment. Washington, DC: Island Press 49-70
84. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being*. 2005. Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute 82

85. Ministerio del Medio Ambiente MMA. 2014. Propuesta sobre marco conceptual, definición y clasificación de servicios ecosistémicos para el Ministerio del Medio Ambiente. División de Información y Economía Ambiental Ministerio del Medio Ambiente de Chile. V1.
86. Mubareka S., Maes J., Lavalle C., de Roo A. 2013. Estimation of water requirements by livestock in Europe. *Ecosystem Services* 4: 139–145
87. Muradian, R., Rival, L., 2012. Between markets and hierarchies: the challenge of governing ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 1: 93–100.
88. Nahlik, A.M., Kentula, M.E., Fennessy, M.S., Landers, D.H. 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*, Article in press.
89. Nahuelhual L, Donoso P, Lara A, Núñez D. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9: 481-499.
90. Nahuelhual L, Carmona A., Lozada P., Jaramillo A., Aguayo M. 2013a. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: An application at the local level in Southern Chile. *Applied Geography* 40:71-82.
91. Nahuelhual L., Laterra P., Carmona A., Burgos N., Jaramillo A., Barral P., Mastrángelo M., Villarino S. 2013b. Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos: una revisión y análisis de enfoques metodológicos. *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Valdivia, Chile. Red ProAgua CYTED, Imprenta América. 21 – 37

92. Naidoo R, Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R., Lehner B., Malcolm T., Ricketts T. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28): 9495–9500.
93. Naiman R, Décamps H. 1997. The Ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621–658.
94. Naiman R., Décamps H, McClain M. 2005. *Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities.* London, Elsevier Academic Press. 430 p.
95. Nelson E, Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D., Chan K., Daily G., Goldstein J., Kareiva P., Lonsdorf E, Naidoo R, Ricketts T, Shaw M. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 4–11.
96. Newton A, Tejedor N. 2011. *Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America.* Gland, Switzerland. IUCN. 383 p.
97. Nilsson C, Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management* 30:468-480.
98. NRC National Research Council. 2001. *Grand challenges in environmental sciences.* Committee on Grand Challenges in Environmental Sciences. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC, USA. 106 pp.

99. NRC National Research Council. 2002. Riparian Areas: functions and strategies for management. Washington D.C., National Academy Press. Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management, Water Science and Technology Board, National Research Council. Disponible en: <http://www.nap.edu/catalog/10327.html>
100. Palomo I, Martín-López B., López-Santiago C., Montes C. 2011. Participatory scenario planning for protected Areas management under the ecosystem services framework: the Doñana social-ecological system in Southwestern Spain. *Ecology and Society* 16(1): 23.
101. Parajuli P., Nelson N, Frees L., Mankin K. 2009. Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USDA-CEAP agricultural watersheds in south-central Kansas. In (Vol. 23, pp. 748-763). John Wiley y Sons, Ltd.
102. Patten D. 1998. Riparian ecosystems of semi-arid North America: diversity and human impacts. *Wetlands* 18:498 - 512.
103. Peterson G., Beard T., Beisner B, Bennett E., Carpenter S., Cumming G, Dent C., Havlicek T. 2003. Assessing future ecosystem services: a case study of the Northern Highlands Lake District, Wisconsin. *Conservation Ecology* 7:1.
104. Pistocchi A., Sarigiannis D., Vizcaino P. 2010. Spatially explicit multimedia fate models for pollutants in Europe: State of the art and perspectives. *Science of The Total Environment*, 408 (18), 3817-3830.
105. Postel S., Thompson B. 2005. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. *Nat Resour Forum* 29:98–108

106. Raymond C., Bryan B., MacDonald D., Cast A., Strathearn S., Grandgirard A., Kalivas T. 2009. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics* 68: 1301–1315.
107. Richardson D., Holmes P, Esler K, Galatowitsch S., Stromberg J., Kirkman S., Pysek P., Hobbs R. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13:126-139.
108. Ricketts T, Daily G, Ehrlich P., Michener C. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 101: 12579–82.
109. Rodríguez N., Armenterasa D., Retanaba J. 2014. National ecosystems services priorities for planning carbon and waterresource management in Colombia. *Land Use Policy* 2015 42: 609–618
110. Sachs J., Reid W. 2006. Environment-investments toward sustainable development. *Science*, 312: 1002.
111. Sánchez F. 2001. Análisis y evaluación comparativa de siete modelos hidrológicos precipitación – escorrentía. Tesis para optar al grado de Licenciado en Ciencias Forestales. Universidad de Talca. Facultad de Ciencias Forestales. Talca Chile.
112. Saville A, Bailey R. 1980. The assessment and management of the herring stocks in the North Sea and to the west of Scotland. *Rapports et Procès-Verbaux des Reunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 177: 112–142.
113. Schmalz B. Schmalz, M. Kandziora, N. Chetverikova, F. Müller, N. Fohrer. 2015. Water-related ecosystem services—The Kielstau Basin case study L. Chicharo,

- F. Müller, N. Fohrer (Eds.), *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*, Springer, pp. 215–232 ISBN 978–94-017–9845-7
114. Schmalz B, Kruse M., Kiesel J., Müller F., Fohrer N. 2016. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins—Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results, *Ecological Indicators*, Volume 71, Pages 55-65, ISSN 1470-160
115. Schneider U., Havlík P., Schmid E., Valin H., Mosnier A., Obersteiner M. 2011. Impacts of population growth, economic development, and technical change on global food production and consumption. *Agricultural Systems*, 104 (2), 204-215.
116. Schulz J., Cayuela L., Echeverria C., Salas J., Rey Benayas J. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography* 30:436-447.
117. SEEA System of Environmental-Economic Accounting. 2013. *Experimental Ecosystem Accounting*. European Commission, Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations and World Bank.
118. Sokal R. 1974. Classification: purposes, principles, progress, prospects. *Science*, 185: 111-123.
119. Su W, Gu C., Yang G., Chen S., Zhen F. 2010. Measuring the impact of urban sprawl on natural landscape pattern of the Western Taihu Lake watershed, China. *Landscape and Urban Planning*, 95(1–2), 61–67.

120. Sweeney B., Bott T., Jackson J., Kaplan L., Newbold J., Standley L., Hession W., Horwitz R., Wolman M. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(39):14132 – 14137
121. Tallis H, S Polasky S. 2009. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural- Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162: 265–283.
122. Thanapakpawin P, Richey J., Thomas D., Rodda S., Campbell B., M Logsdon. 2006. Effects of landuse change on the hydrologic regime of the Mae Chaem river basin, NW Thailand. *Journal of Hydrology*, 334 (1-2), 215-230.
123. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2008. TEEB Interim Report.
124. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2010a. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations.
125. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2010b. Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
126. Troy A., Wilson M. 2006. Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* 60: 435–449.
127. Turner R., Georgiou S., Fisher B. 2008. Valuing Ecosystem Services: The Case of multi-functional wetlands. London: Cromwell Press 240.

128. Turner M., Donato D., Romme W. 2012. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landscape Ecology*: 1-17.
129. Turner W., Brandon T., Brooks M., Gascon C., Gibbs H., Lawrence K., Mittermeier R, Selig E. 2007. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience* 57: 868–73.
130. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza UICN. 2006. La Aplicación del Enfoque Ecosistémico en la Gestión de los Recursos Hídricos: Un análisis de estudios de caso en América Latina. UICN, Quito, Ecuador. 78 pp.
131. U.S. Army Corps of Engineers, Honolulu District USACE. 2008. Model Selection and Recommendation Report for Central Oahu Watershed Study. City and County of Honolulu, Department of Environmental Services ENV. Prepared by: PB Americas, Inc. Honolulu, HI and Northwest Hydraulic Consultants, Inc. Seattle, WA
132. U.S. Environmental Protection Agency EPA. 2004. Ecological benefits assessment strategic plan. Washington. DC: SAB Review Draft.
133. Vieux B. 2004. Distributed hydrologic modeling using GIS. *Water Science and Technology Library*. Volume 48.
134. Viglizzo E., Paruelo J., Laterra P., Jobbagy E. 2012. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agric. Ecosyst. Environ* 154, 78–84.
135. Wallace K. 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation*, 139: 235–246.

136. WCED. 1987. Our common future. Oxford University Press, New York
137. Westman W. 1977. How much are nature's services worth? *Science* 197, 960–964.
138. Wilks D. 1999. Simultaneous stochastic simulation of daily precipitation, temperature and solar radiation at multiple sites in complex terrain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 96 (1-3), 85-101.
139. Willemen L., Verburg P., Hein L., van Mensvoort M. 2008. Spatial characterization of landscape functions. *Landscape and Urban Planning* 88: 34–43.
140. Wirsenius S, Azar C, Berndes G. 2010. How much land is need for global food production under scenarios of dietary changes and livestock productivity increases in 2030? *Agricultural Systems*, 103 (9), 621-638.
141. Wu J. 2013. Landscape Sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*. 28.
142. Zavala MA, R Díaz-Sierra, D Purves, GE Zea y IR Urbietta. 2006. Modelos espacialmente explícitos *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medioambiente*, 15, 88-99.

CAPÍTULO II: Impactos del cambio en la cobertura y uso del suelo sobre la oferta potencial de servicios ecosistémicos de regulación hídrica.

Introducción

Servicios ecosistémicos de regulación hídrica

La función de regulación del caudal se define como la capacidad de las cuencas hidrográficas de captar y almacenar agua de las tormentas de lluvia, lo que reduce la escorrentía directa y las inundaciones ya que liberan el agua más lentamente, de modo que los flujos se mantienen a través de la estación seca (Le Maitre et al. 2014), esta capacidad depende directamente de la escala espacial y temporal de los usos y coberturas del suelo. Los ecosistemas forestales de las cuencas hidrográficas son quienes regulan los caudales de agua en los arroyos y ríos (Hewlett 1982, Guo et al. 2000), dando sustento al SE de regulación del flujo de agua, que es ampliamente reconocido como un SE fundamental para el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y su funcionamiento, y para la entrega de importantes beneficios, como el almacenamiento y la provisión sostenida de agua, lo que ayuda a mitigar en parte episodios de escasez de agua (Daily 1997, Brauman et al. 2007, Jackson et al. 2009). Esta función de regulación que brindan los ecosistemas se conoce, dependiendo de la clasificación de SE, como servicio ecosistémico de regulación hídrica (MEA 2005), como servicio ecosistémico de regulación de los flujos de agua y moderación de eventos extremos (TEEB 2010) o como servicios ecosistémico de mediación de los flujos líquidos (SEMFL) (Haines-Yong y Potschin 2013). Para efectos prácticos de este trabajo, en adelante se utilizará la denominación más actual de este servicio, que corresponde a la clasificación internacional común de servicios ecosistémicos (CICES) (Haines-Yong y Potschin 2013). Pese a su importancia, el SEMFL es un servicio que generalmente no es bien comprendido ya que requiere un completo entendimiento de la forma en que los diversos factores ambientales, tales como, la litografía, topografía, los organismos y el clima, interactúan para regular los flujos de agua en una cuenca, o en la captación de la lluvia en un acuífero o río (Ojea et al. 2012). Los procesos involucrados en la regulación del flujo forman

una parte clave del ciclo del agua continental y tienen directa relación con la productividad de la tierra (Le Maitre et al. 2014), ya que son, esencialmente, un sistema de amortiguación, pero la capacidad de amortiguación tiene límites, en efecto, eventos de precipitaciones intensas y prolongadas pueden saturar la cuenca y en consecuencia producir inundaciones, o en caso contrario en eventos escasez hídrica severa pueden desaparecer los cursos de agua (Hewlett y Hibbert, 1967).

Pérdida del SEMFL

Inundaciones por exceso de precipitaciones

El principal efecto del exceso de precipitaciones o las precipitaciones intensivas focalizadas son las inundaciones y el riesgo de derrumbes o aludes de barro. Stürck et al (2014) reportan que las inundaciones fluviales son los desastres naturales más costosos y más frecuentes en Europa (Barredo 2007, Ciscar et al. 2011, EEA 2010, Munich Re 1997). Se proyecta que las pérdidas económicas directas e indirectas por las crecidas de los ríos sigan aumentando debido a factores socioeconómicos y el aumento de la frecuencia, magnitud e intensidad de las precipitaciones bajo el escenario de cambio climático actual (Frei et al. 2006, Kundzewicz et al. 2006, Jongman et al. 2012, te Linde et al. 2011).

El control de las inundaciones tiene relación con la capacidad del ecosistema de reducir el riesgo de inundación en las zonas de menor elevación y pendiente causadas por las fuertes precipitaciones mediante la reducción de una fracción de la escorrentía (Stürck et al 2014). Como tal, la regulación de mitigación de inundaciones es un SE que contribuye al bienestar humano (MEA, 2005). La idea de que el paisaje, es decir, la estructura, composición de la vegetación y uso de la tierra, cuenta con la capacidad de influir en la frecuencia, magnitud y duración de las inundaciones se remonta por lo menos al siglo I DC (Andreassian 2004).

Déficit de precipitaciones

La escasez hídrica es un evento natural en el que un río o una zona poseen menor cantidad de agua que la esperada por promedios históricos en un momento dado (Arjen y Hoekstra 2016). Si la escasez hídrica es severa o por un tiempo prolongado puede desencadenar déficit hídrico, que es aquella situación en la que el agua disponible no es suficiente para satisfacer la demanda (Yira et al. 2016). Si el déficit hídrico es prolongado o

severo, y provoca daños en la vegetación y limita la productividad de los suelos en una determinada zona recibe el nombre de sequía (Bandyopadhyay et al. 2012).

La escasez hídrica severa y las inundaciones representan el 80% de la pérdida de la vida y el 70% de las pérdidas económicas relacionadas con los riesgos naturales tanto en el continente Africano como en Medio Oriente (Bhavnani et al. 2008). En África, la escasez de agua ya es considerada como sequía, la que aumentó los problemas estructurales del paisaje continental, desencadenando un descenso del rendimiento de los cultivos, el desempleo, el empobrecimiento y las migraciones, incluso forzadas (Bhavnani et al. 2008, Scheffran et al. 2012, ONU 2008). El problema puede aumentar en el futuro, ya que las proyecciones de población actuales predicen un aumento demográfico en las regiones afectadas por los déficit crónicos de agua, y los modelos de cambio climático también indican el probable aumento de la gravedad de la escasez durante el siglo 21 (Dai 2011), lo que aumentaría el hambre (Jankowska et al. 2012), los conflictos sociales y el riesgo de guerras civiles (Burke et al. 2009). A pesar de esto la mayor parte de las acciones de mitigación se centran en el alivio de los efectos inmediatos de la escasez de agua una vez que se ha producido el fenómeno, pero no contemplan un plan a largo plazo para reducir los efectos a largo plazo para reducir los impactos cuando se presente un nuevo evento de escasez hídrica (Wilhite y Svoboda 2000, Vicente-Serrano et al. 2012).

Dada la importancia de esta problemática global y la necesidad de encontrar mecanismos que ayuden a mitigar los efectos de las inundaciones y el déficit de precipitaciones, surge la necesidad de identificar las causas y las zonas críticas de pérdida de regulación hídrica (UNEP 2010). El cambio climático global ha sido reportado como uno de los principales agentes causantes de los cambios en los regímenes de precipitaciones en el mundo (ej. McCarthy et al. 2001, Alley et al. 2003, Dai 2011, Carter et al. 2014). A su vez, otros estudios (Hewlett 1982, Daily 1997, Guo et al. 2000, Brauman et al. 2007, Jackson et al. 2009, Le Maitre et al. 2014, Schmalz et al. 2016) plantean que la cobertura vegetal tiene directa relación con el régimen hidrológico en la cuencas hidrográficas. Es por ello, que esta investigación buscará responder las siguientes interrogantes: ¿Qué efectos tiene el cambio de los patrones espaciales de la cobertura y uso del suelo sobre la regulación hídrica en una cuenca?, ¿Cómo se pueden

cuantificar estos efectos? y finalmente ¿Cómo se puede identificar en forma espacialmente explícita la variación espacio-temporal de la regulación hídrica en las cuencas?

Indicadores de SEH

La provisión de un SE depende directamente de la configuración espacial de los ecosistemas, por ejemplo, la ubicación, forma y la conectividad (Bastian et al., 2012 y Turner et al., 2013). Con el fin de evaluar la condición de un paisaje y los SE que provee, los indicadores son herramientas útiles. Éstos se seleccionan en función de la pregunta de investigación y de la base de datos de entrada (Schmalz et al. 2016). Los conjuntos de indicadores adecuados deben cumplir varios requisitos, como la corrección científica, un grado óptimo de agregación e información para escalas espacio-temporales adecuadas (Wiggering y Müller 2004 y Kandziora et al., 2013). Se debe destacar que los sistemas humanos-medioambientales en general, son cada vez más estudiados desde la perspectiva de los SE pretendiendo actuar como un enfoque adecuado para valorar y manejar los ecosistemas (Schmalz et al. 2016). Además, los SE cumplen con los criterios de ser adecuados indicadores del sistema humano-ambiental y, por lo tanto, son un instrumento apropiado para la toma de decisiones y la gestión (Kandziora et al., 2013).

Dado a que el concepto de SE es cada vez más aceptado y aplicado en diferentes entornos, para comprender y manejar los sistemas humanos-ambientales (ej, Burkhard et al. 2014 y Koschke et al. 2013), éste está siendo integrado en diversas políticas a diferentes escalas (Crossman et al. 2013, GIZ 2012, Hauck et al. 2013). Hoy en día, además de cuantificar de la provisión de SE, se ha incrementado el estudio de la transferencia del servicio a los beneficiarios, lo que ha acaparado cada vez más atención en este último tiempo (Stürck et al. 2014). De acuerdo con Syrbe y Walz (2012), los flujos de SE conectan las áreas de provisión del servicio (APS) con las áreas beneficiarias del servicio (ABS). En el caso de los servicios de regulación de eventos extremos (inundaciones y sequía), este flujo es de particular interés. El enlace espacial entre la oferta y la demanda por regulación hídrica y el flujo direccional de la transferencia de beneficios entre ellos, se determina por el mismo sistema hidrológico de la cuenca (Stürck et al 2014), tal y como lo plantea Syrbe y Walz (2012), en su marco metodológico, las zonas aguas abajo dentro de una cuenca se caracterizan predominantemente

como áreas que se benefician de regulación de eventos extremos, mientras que las cabeceras se caracterizan por ser zonas que suministran dicha regulación.

El análisis cuantitativo de la capacidad de regulación de eventos extremos en los ecosistemas forestales se ha hecho por medio de modelos de simulación y / o modelación estadística (Xu 1988, Noest 1994, Wen y Liu 1995), los que en muchos casos, obvian la existencia de la heterogeneidad existente en un paisaje, la que se refleja en los diferentes tipos de vegetación, tipos de suelo y pendientes (Turner et al. 2013), factores que pueden generar diferencias en la función de regulación de flujo de agua (Schmalz et al. 2016) . El uso de herramientas de sistemas de información geográfica (SIG), ayudan a mejorar la comprensión de los efectos de dichos factores, ya que integran datos espaciales y temporales a múltiples escalas, información de encuestas de campo y modelos dentro de un entorno gráfico, lo que permite identificar y cuantificar los diversos patrones espacio-temporales y procesos de un paisaje en forma clara y legible para la toma de decisiones (Longley et al. 2010).

En cuanto al mapeo de servicios ecosistémicos, se observa que existe una desconexión entre la información disponible sobre la oferta con respecto a la demanda. Por un lado, la oferta potencial de SE ha sido mapeada a escala continental (Ej. van Berkel y Verburg 2011, Haines-Young et al. 2012, Maes et al. 2011, Liqueste et al. 2013, Liqueste et al. 2015), mientras que la cartografía de la demanda y suministro de SE se ha realizado predominantemente a escala local y regional (Stürck et al 2014). Burkhard y colaboradores (2012a), desarrollaron un método para el análisis espacial explícito de la oferta de SE basadas en las propiedades de cobertura del suelo. Mientras que este enfoque permite evaluar variaciones en la oferta, no contempla el análisis de las dinámicas e interacciones espaciales entre los diferentes elementos del paisaje. Los que son fundamentales para cuantificar la variación en la oferta potencial del SEMFL.

Situación en Chile

Debido a los impactos del cambio climático global y el CCUS en el centro de Chile, se han provocado impactos negativos en los medios de subsistencia de las comunidades locales (Schulz et al. 2010), a través de la disminución de diversos SE proporcionados por estas áreas naturales (Newton y Tejedor 2011). Por su parte el centro-sur de Chile es conocido por ser una

de las zonas de América Latina que ha sido expuesta a cambios sustanciales del paisaje como resultado de los procesos inducidos por el hombre (Aguayo et al. 2009, Echeverría et al. 2011). Los paisajes del centro-sur de Chile han sido sometidos a una degradación generalizada del medio ambiente, como resultado del modo no sustentable de uso de la tierra y de los cambios naturales en el paisaje (Echeverría et al. 2012). El paisaje costero entre la región del Maule y la región del Biobío ha sido severamente transformado presentando una tasa de deforestación de 4,5 % al año, una de las tasas más altas reportadas en América Latina en las últimas cuatro décadas (Echeverría et al. 2006). En el sur de Chile, existen fuertes presiones para convertir los bosques nativos en plantaciones de rápido crecimiento, con especies exóticas de árboles para exportación (*Pinus radiata* y *Eucalyptus sp.*) (Lara et al. 2009, Nahuelhual et al. 2012).

Existe evidencia que muestra el efecto, del uso del suelo sobre el rendimiento hídrico, sobre todo cuando la cubierta forestal nativa se ha reducido drásticamente y las plantaciones forestales exóticas se han expandido (Little et al. 2009). Además, un estudio reciente pone de manifiesto, la estrecha relación existente entre los cambios inducidos por el uso antrópico y los servicios de los ecosistemas forestales en el sur de Chile, donde la expansión de las tierras agrícolas y la presencia de la producción de salmón, se relacionan con una disminución en la calidad del agua y el aumento de la carga de sedimentos (León - Muñoz et al. 2013). A esto se suma que los caudales de las cuencas insertas en matrices agrícolas presentan niveles de N y P, más altos que las insertas en bosque nativo (Fuentes 2013), y que las plantaciones forestales tienden a reducir los caudales medios anuales (Jaramillo 2014). Todo esto adquiere mayor relevancia cuando existe evidencia de que los SEH de provisión y regulación en las cuencas hidrográficas del centro sur de Chile, pueden verse afectados, por la variación del régimen de precipitaciones como consecuencia del cambio climático global (González – Reyes y Muñoz 2013), provocando períodos de sequía en verano, inundaciones en invierno y disminución en la calidad del agua. Pese a esto, en Chile la investigación sobre SE y las estrategias de gestión son todavía muy escasas (Meynard et al. 2007, Lara et al. 2009), así como los esfuerzos por evaluar los patrones espaciales de los SE en el país (Nahuelhual et al. 2013).

El objetivo de este estudio fue construir un indicador de oferta de SEMFL basado en enfoques de modelamiento espacialmente explícito, para evaluar el impacto del CCUS sobre

la regulación hidrológica, en las cuencas presentes en la cordillera de la costa del centro sur de Chile, mediante un indicador espacialmente explícito.

Metodología

Área de estudio

Comprende un área de 19.000 Km² ubicada en la Cordillera de la Costa (sobre los 100 m.s.n.m.) del centro sur de Chile (35° 19' 30.43" S - 72° 25' 13.51" O y los 38° 41' 54.93" O 73° 22' 45.92" S) (Figura 2). El área se caracteriza por precipitaciones concentradas en invierno seguido de veranos secos de septiembre a abril, mostrando una variación entre los 15 mm y 200 mm de precipitación media mensual, con poca nubosidad y alta luminosidad (San Martín y Donoso 1997). El bosque natural está dominado principalmente por bosques secundarios de especies de *Nothofagus* (*N. obliqua* y *N. glauca*) (Fagaceae) y las especies esclerófilas incluyendo *Acacia caven* (Mimosaceae), *Quillaja saponaria* (Rosaceae), y *Maytenus boaria* (Celastraceae). Además, muchas especies en peligro de extinción, como *Pitavia punctata* (Rutaceae), y *Gomortega keule* (Gomortegaceae) se presentan en el área de estudio (CONAF et al. 1999, Constanzo 2016). Estas condiciones ambientales tienen directa relación con el aprovechamiento productivo del territorio, que actualmente se encuentra dominado por una extensa superficie de plantaciones forestales basadas en especies exóticas de rápido crecimiento (CONAF, 1999). Conjuntamente, el área incluye los bordes de dos ecorregiones con prioridad de conservación a nivel mundial, el matorral mediterráneo y el bosque lluvioso templado (Olson y Dinerstein 1998, Olson et al. 2001, Olson y Dinerstein 2002).

Para realizar la modelación de la respuesta hidrológica de las cuencas, se tomaron datos de caudal en 38 cuencas a lo largo del área de estudio, luego con la ayuda de la herramienta N-SPECT se procedió a delimitar el total de las cuencas del área de estudio que en total fueron 165.

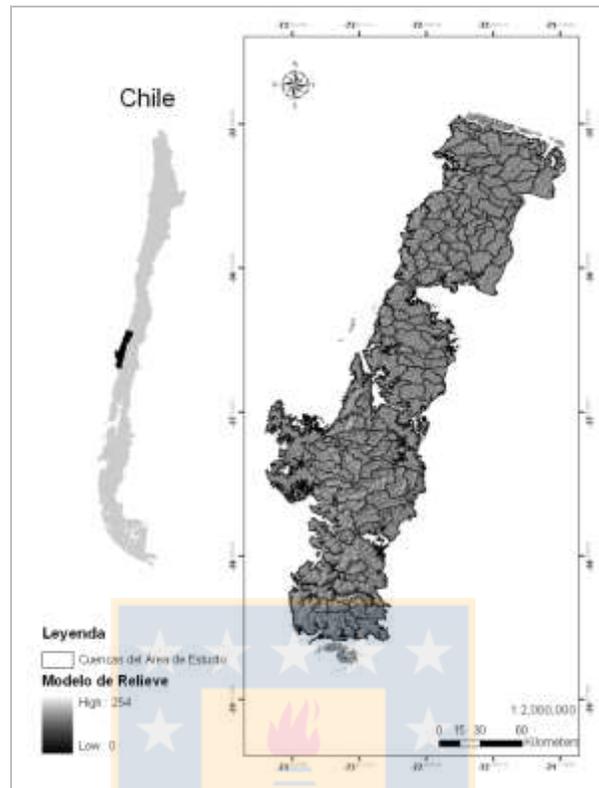


Figura 2. Área de estudio y límites de las cuencas hidrográficas ubicadas en la Cordillera de la costa en el centro sur de Chile.

Fuente: Elaboración propia.

Proceso de modelación

El proceso de modelación consistió en tres fases: i) análisis de los cambios en la coberturas y uso del suelo (CCUS) para un periodo de 25 años IDRISI (Clark, 2006), ii) modelación hídrica mediante el software hidrológico N-SPECT (NOAA 2004), y iii) construcción del indicador de la oferta potencial del SEMFL (figura 3).

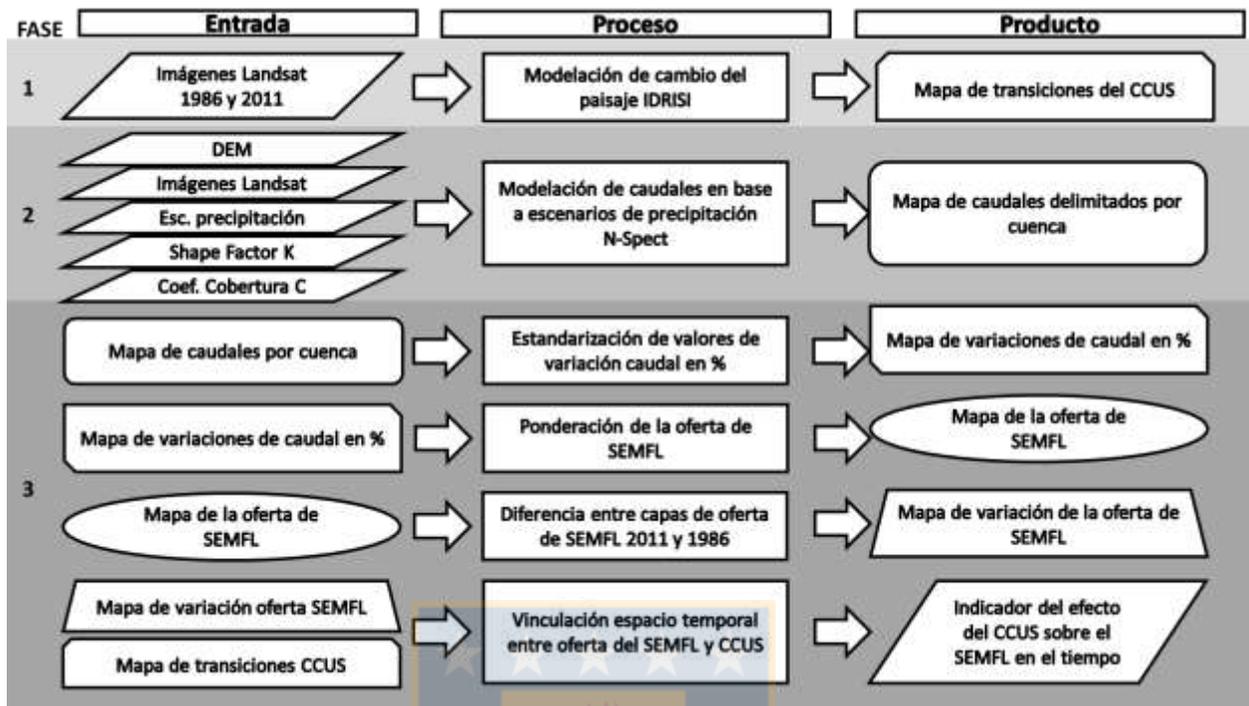


Figura 3. Esquema metodológico de la construcción del indicador de los efectos del CCUS sobre la provisión del SEMFL.

Fuente: Elaboración propia.

Modelación de los cambios en la cobertura y uso del suelo CCUS

Para analizar espacial y temporalmente el CCUS de las cuencas, fueron utilizadas dos imágenes Landsat (Path 233, Row 088) de 30 m de resolución adquiridas para los meses de primavera o verano de los años 1986 (Thematic Mapper, TM) y 2011(TM).

Las clases de coberturas o usos de suelos seleccionadas para el área de estudio fueron bosque nativo adulto (bosques prístinos originados de una sucesión natural), bosque secundario (regeneración de bosques posterior a un disturbio, ya sea natural o antrópico), bosque achaparrado, plantaciones de especies exóticas (plantaciones comerciales, principalmente del género *Eucalyptus*), matorral (dominado por especies arbustivas), sectores agropecuarios (cultivos agrícolas/praderas ganaderas), suelo descubierto y cuerpos de agua.

El CCUS en los 25 años, fue analizado mediante las transiciones producidas en este periodo de tiempo mediante la extensión *Land Change Modeler* de IDRISI (Clark, 2006). Este

permite generar diversos mapas de pérdida y ganancia de cada una de las clases de cobertura, así como las superficies de cambio neto entre cada una de ellas. Esta información muestra las zonas donde se produjeron los mayores cambios en la configuración del paisaje y permite relacionarlas con los cambios de caudal en el tiempo mediante análisis estadístico.

Modelación de caudales

Desarrollado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA), el programa N-Spect (*Non Point Source Pollution and Erosion Comparison Tools*) es un modelo espacialmente explícito que examina las relaciones entre cobertura de suelo, las fuentes contaminantes no puntuales y la erosión (NOAA 2004), mediante la combinación de información del ambiente físico (elevación, inclinación, suelos, y precipitación) (Burke y Sugg 2006). N-Spect es usado como una extensión de Arc GIS 9.3 (ESRI 2009) y posee la ventaja de ser extrapolable a cualquier área de estudio en las cuales se cuente con los insumos básicos para su ejecución, independiente de las superficies que estas posean y la temporalidad del estudio.

La calibración del modelo consistió en el ajuste de los parámetros que se detallan a continuación:

- Coeficiente de Cobertura de suelo (C)

Este factor fue usado para reflejar el efecto de los diferentes cultivos y prácticas de manejo en las tasas de erosión. Éste mide como el potencial de pérdida de suelo fue distribuido en el tiempo durante la construcción de actividades, rotación de cultivos, y otros esquemas de manejo (Renard et al. 1997; Fu G et al. 2006) Las diferentes clases de uso de suelo/coberturas se extrajeron de las imágenes landsat clasificadas y los valores de factor de cobertura para cada uno de ellos se estimó a partir de diversos trabajos realizados en Chile para tales efectos.

- Coeficiente de Erodabilidad de suelo (K)

La erodabilidad es definida como la susceptibilidad del suelo a sufrir erosión, por lo tanto, que un suelo presente mayor erodabilidad que otro depende en gran medida de la textura, estructura y contenido de materia orgánica que tengan estos suelos (Pérez-Rodríguez et al. 2007). El factor K de erodabilidad de suelo se calcula mediante la ecuación y nomograma propuestos por Wischmeier y Smith (Wischmeier y Smith 1978; Mannaerts 1999)

$$K = \frac{2.1 * 10^{-4} * (12 - MO) * M^{1.14} + 3.25(S - 2) + 2.5(P - 3)}{100}$$

Donde

K = Factor de erodabilidad del suelo [t./ha.MJ*ha/mm*hr]

MO = Porcentaje de materia orgánica

S = Código de estructura del suelo

P = Código de permeabilidad del suelo

M = Producto de las fracciones del tamaño de las partículas primarias o (% limo + % arena muy fina) * (100 - % arcilla).

Para cada cuenca, tanto las características físicas como los porcentajes de materia orgánica de cada tipo de suelo se extraen de las capas formato shape generadas en el estudio agrologico de suelos de Chile realizado por el centro de información de recursos naturales (CIREN 2003).

- Grupos hidrológicos de suelo

Este parámetro está relacionado con el método de la curva número desarrollado por el Servicio de Conservación de Recursos Naturales de Estados Unidos (Reshmidevi et al. 2008; Sahu et al. 2010), basado en el porcentaje de permeabilidad de los diferentes tipos de suelo cuyo rango varía desde 0 (100% de infiltración) para suelos arenosos hasta 1 (0% de infiltración) para suelos arcillosos (NOAA 2004). Para este estudio los grupos hidrológicos de cada serie de suelo encontrada en las cuencas presentes en el área de estudio son analizados mediante datos de textura provenientes del Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), realizado en el año 2003 para todo el país.

Para ambas cuencas, tanto las características físicas como los porcentajes de materia orgánica de cada tipo de suelo se extraen de las capas formato shape generadas en el estudio agrologico de suelos de Chile realizado por CIREN (2003).

La calibración del modelo se realizó mediciones de caudal en cuencas con coberturas dominantes, también se consideró los datos de las estaciones de la Dirección General de Aguas (DGA), presentes a lo largo del área de estudio.

Normalización de la oferta potencial del SEMFL

Para determinar la magnitud de la provisión del servicio de regulación hídrica de cada cuenca, se procedió a modelar sus respectivos caudales, en base a tres escenarios de precipitación: año lluvioso, correspondiente a precipitaciones de un año bajo la influencia de la corriente del niño, año seco que corresponde a precipitaciones de un año bajo la influencia de la corriente de la niña, y un escenario de referencia que corresponde al promedio de las precipitaciones de las últimas tres décadas. Cabe señalar que la precipitación bajo escenario lluvioso fue de un 35%, en promedio, por sobre la del escenario de referencia, y que la del escenario de déficit fue un 47% inferior en promedio a la referencia. Estos caudales se estandarizaron como porcentaje, para comparar los valores obtenidos en los escenarios extremos con respecto a la referencia, utilizando la siguiente fórmula.

$$V \% = \frac{(Esc - Ref)}{Ref} * 100\%$$

Donde:

V % = Porcentaje de variación de caudal

Esc = Caudal escenario de evento extremo

Ref = Caudal escenario de referencia

Luego, los valores de variación obtenidos de cada escenario se suman como valor absoluto para obtener la amplitud completa de la variación del caudal en cada cuenca.

$$A = |V\%_S| + |V\%_L|$$

Donde:

A = Amplitud de variación de caudal

V%_S = Variación de caudal escenario de déficit de precipitaciones

V%_L = Variación de caudal escenario lluvioso

La etapa final de la construcción del indicador consistió en proceder a normalizar los valores de amplitud en escala de cero a 100. Cabe destacar, que esta normalización fue realizada con el fin de que todos los valores de variación de caudal tengan el mismo orden de magnitud, y así poder compararlos como un índice conce cero es la ausencia del servicio y 100 es la oferta plena de este. La normalización se realizó como se observa a continuación:

$$I = \left[1 - \frac{A_i - A_{min}}{A_{max} - A_{min}} \right] * 100$$

Donde

I = Indicador oferta potencial del SEMFL

A_i = Amplitud de la variación de caudal en la cuenca

A_{min} = Amplitud de variación de caudal mínima

A_{max} = Amplitud de variación de caudal máxima

Una vez obtenido el indicador de oferta potencial del SEMFL para cada año se procede a restar la oferta potencial del 2011 con el de oferta de 1986, de la siguiente forma:

$$VI = I_{2011} - I_{1986}$$

Donde:

VI = Variación de la oferta potencial del SEMFL

I₂₀₁₁ = Oferta potencial del SEMFL cobertura año 2011

I₁₉₈₆ = Oferta potencial del SEMFL cobertura año 1986

Luego, si el valor de $VI < 0$, indica una disminución de la oferta potencial del SEMFL, en cambio si $VO > 0$, indica una incremento de la oferta potencial del SEMFL y si $VO = 0$, indica que no hubo variación en la oferta potencial del SEMFL.

Calibración del modelo

Para calibrar el modelo N-Spect se tomaron mediciones de caudal en 38 cuencas presentes a lo largo del área de estudio. Se tomaron tres réplicas a cada cuenca, para caracterizar el comportamiento del caudal durante el año 2015. Además se utilizó la información de las estaciones de monitoreo de la Dirección General de Aguas (DGA) presentes en el área de estudio

La bondad del modelo fue evaluada a través de dos evaluaciones cuantitativas, a) Eficiencia relativa del modelo (Erel) (Krause et al. 2005; Thanapakpawin et al. 2006, Fuentes 2013) y b) RMSE (Raíz media de los errores al cuadrado).

$$E_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i - C'_i}{C_i} \right)^2}{\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i - \bar{C}}{\bar{C}} \right)^2} \quad RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C'_i - C_i)^2}$$

Donde C_i es el caudal observado, C'_i es el caudal modelado, \bar{C} es la media de los caudales observados y N es el total de muestras.

Validación del modelo

Los resultados arrojados por el modelo fueron presentados en diversas instancias para su validación. La primera de ellas fue al equipo de investigación del Laboratorio de Ecología del Paisaje (LEP), luego en el coloquio del Centro para el Impacto de las Políticas Ambientales CESIEP en la ciudad de Talca, Chile y finalmente en el congreso US-IALE.

Análisis del efecto del CCUS en SEMFL

Para evaluar el efecto del CCUS sobre la respuesta hidrológica de las cuencas, se analizaron los cambios de caudal anual como variable de respuesta para los tres escenarios creados (año seco, año lluvioso y referencia). Se utilizó la proporción de cuatro coberturas y uso del suelo dominantes (bosque nativo, plantación forestal, matorrales y agrícola) como variables exploratorias de la respuesta hidrológica. Siendo el bosque nativo considerado como la cobertura natural, el matorral fue considerado una cobertura natural con impacto antrópico y las coberturas forestal y agrícola consideradas como antrópicas. También se consideró la pendiente media de cada cobertura y uso de suelo presente en las cuencas.

Estas variables fueron analizadas mediante modelos lineales generalizados (GLMs), de adición y comparación, a través del programa estadístico R versión 3.0.1 (Venables et al. 2013). La función “drop1” de R fue utilizada para evaluar la significancia estadística de cada una de estas variables en los modelos creados para un p-value <0.05 mediante un test de distribución F. Las variables de menor significancia fueron removidas a fin de encontrar el modelo de más parsimonia.

Resultados

Cambio en la cobertura y uso del suelo

La cobertura de bosque nativo adulto disminuyó de 485 mil ha a 175 mil ha entre 1986 y 2011 (Figura 4). Un total de 349 mil ha de bosque nativo fueron convertidas a otras clases de coberturas de suelo, principalmente a plantaciones (238 mil ha). Las plantaciones forestales aumentaron desde 578 mil ha a 1.2 millones de ha, equivalente a un 109%, principalmente en zonas donde existía bosque nativo adulto o matorrales (Tabla 4).

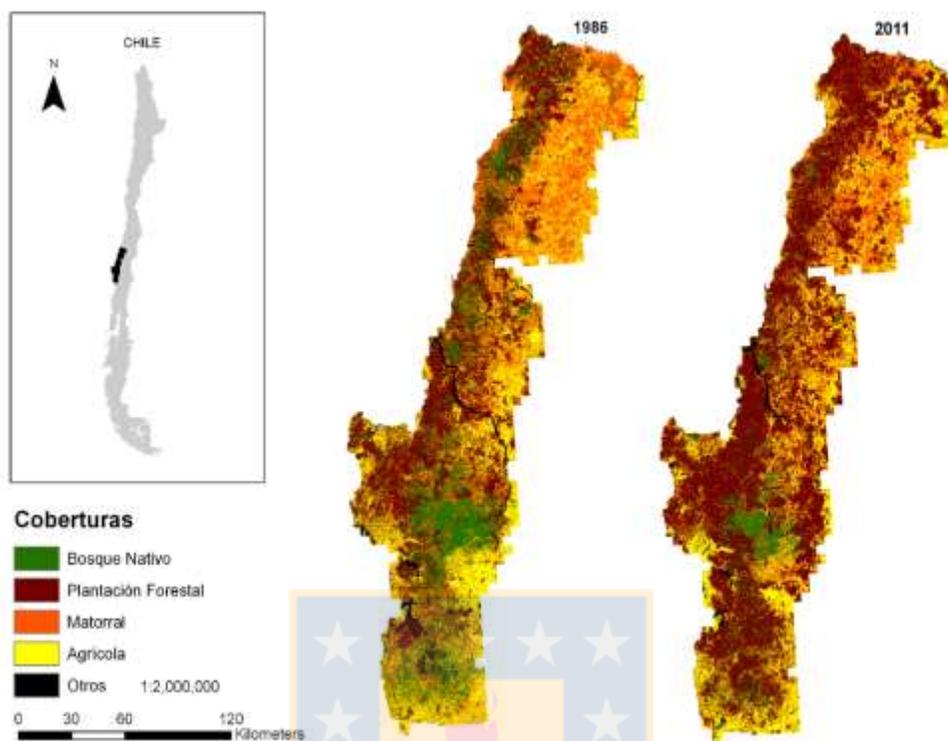


Figura 4. Mapas temáticos de coberturas para los años 1986 y 2011 del área de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 4. Superficie de coberturas de uso de suelo en los años 1986 y 2011. Fuente: Elaboración propia.

Tipo de Cobertura	1986		2011	
	Ha	%	Ha	%
Bosque nativo	485006	18.9	174554	6.86
Plantación forestal	578228	21.3	1208951	45.68
Matorral	657540	27.6	394509	17.08
Agrícola	608098	29.3	561330	27.53
Otros	47847	2.9	49988	2.85
Total	2376720	100	2389333	100

De un total de 166 cuencas presentes en el área de estudio, el 4% de éstas tenían una cobertura dominante (> 50%) de bosque nativo, y el 16% presentaban una cobertura de bosque superior al 40% en 1986. Las plantaciones forestales cubrían un 8% de las cuencas, la cobertura de matorral en un 10% de las cuencas y la cobertura agrícola en un 16% de estas. Al año 2011, se observó la desaparición de cuencas con dominancia de bosque nativo y sólo un 1% de éstas presentaron una cobertura superior al 40%, en contraste a la cobertura de plantaciones forestales, la cual presentó un incremento llegando al 50% de las cuencas con dominancia forestal, además se encontró un 6% de cuencas puras (> 80%) de esta cobertura. Por su parte el porcentaje de cuencas con dominancia de matorral descendió al 3% y el porcentaje de las cuencas con cobertura dominante agrícola descendió al 13%.

Las contribuciones al cambio neto del bosque nativo indican que desde el año 1986 al año 2011 perdió un 64% (Figura 5a) de su superficie original, principalmente por procesos de sustitución debido a que gran parte de este porcentaje pasó a plantaciones forestales (238 mil Ha) (Figura 5b) y a terrenos agrícolas (59 mil Ha) (Figura 5c). En contraste, la sustitución del bosque nativo y del matorral produjo un aumento en la superficie de las plantaciones forestales de aproximadamente 498 mil Ha (Figura 5b), de las cuales un 48% proviene del bosque nativo (Figura 5a) y un 52% desde matorrales (Figura 5c). A su vez, se obtuvo que la cobertura de matorral disminuyó un 59.9% (Figura 5c), donde las principales contribuciones fueron a las plantaciones forestales (260 mil Ha) (Figura 5b) y a la cobertura de uso agrícola (174 mil Ha) (Figura 5d). Finalmente se observó que la cobertura de uso agrícola disminuyó un 8%, donde los principales procesos asociados a la pérdida de esta cobertura son la forestación de 203 mil Ha con plantaciones exóticas de uso forestal (Figura 5d) y el abandono de 116 mil Ha (Figura 5d).

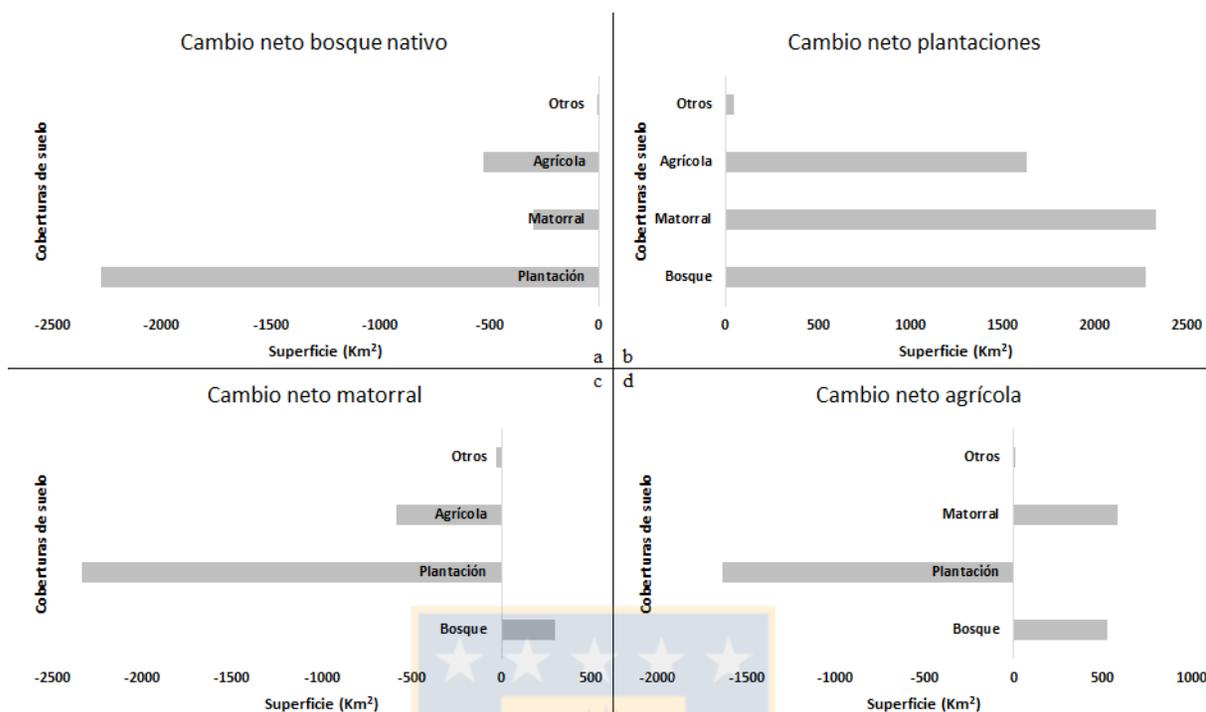


Figura 5. Gráficos de contribución al cambio neto en superficie de a) bosque nativo, b) Plantación, c) matorral y d) Agrícola.

Fuente: Elaboración propia.

Calibración del modelo

Los resultados de la calibración muestran un buen rendimiento del modelo para el conjunto de datos, ya que reproduce satisfactoriamente el orden de magnitud y la tendencia de los caudales observados (Figura 6). Si bien hubo algunas cuencas donde los caudales fueron subestimados y otras en las que el modelo los sobrestimó, el análisis de bondad del modelo mostró una eficiencia relativa de un 94%, con un error medio de $\pm 1.1 \text{ m}^3/\text{s}$. Esto corrobora que el modelo reproduce correctamente la hidrología de estas cuencas, sustentando su aplicación en diferentes escenarios de precipitación.

Validación del modelo

De las presentaciones realizadas para validar el modelo, se obtuvo como resultado el consenso de que la respuesta hidrológica modelada es cercana a los valores de caudales reales, en base a datos mediciones de diversas cuencas presentes en el área de estudio. Por lo que el modelo fue aceptado sin objeciones. En efecto, en la presentación en el LEP, el Dr. Jorge León y el Dr. Luis Morales, plantearon que una eficiencia relativa del modelo sobre el 85% ya se considera aceptable como representación de la respuesta hidrológica real. A su vez, en el coloquio del CESIEP los investigadores presentes tienen un enfoque de economía de recursos naturales, mostraron gran interés en las implicancias que el modelo pudiese tener para la valoración de SE. En cuanto a la presentación el congreso US-IALE, la Doctora Christine Fürst propuso que este estudio debería ser publicado en alguna revista de impacto internacional, pues a su juicio, la modelación realizada es un se acerca bastante a la realidad, por lo que podría utilizarse para la construcción del indicador.

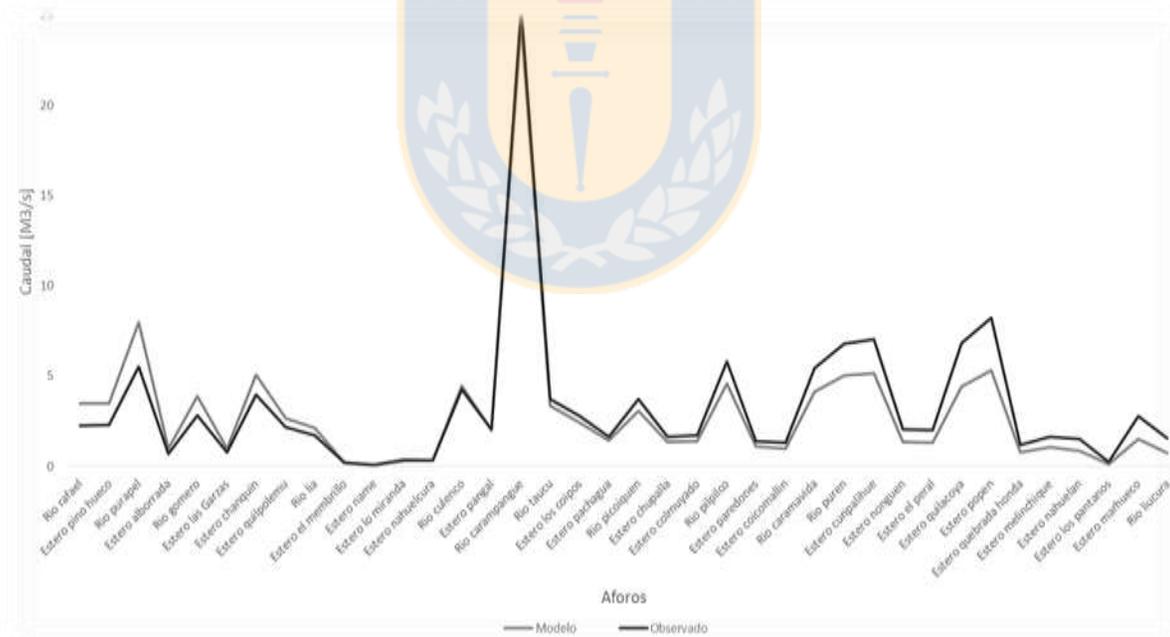


Figura 6. Correlación de caudales observados y simulados por N-Spect, en las cuencas aforadas para calibrar el modelo.

Fuente: Elaboración propia.

Modelación de caudales

- Escenario de déficit de precipitaciones

En el año 1986, de un total de 165 cuencas modeladas, menos del 1% de éstas presentó una disminución en su caudal inferior al 40%, un 66% presentó una reducción en el rango de [-60% - -40%) y un 33% mostro una merma superior al 60% de su flujo, con respecto al escenario de referencia.

En el año 2011, no se encontraron cuencas con variación inferior al 40%, a su vez, se encontró que un 65% de las cuencas presentabas una reducción de caudal en el rango [-60% - -40%) y que un 35% mostro una merma superior al 60% de su flujo, con respecto al escenario de referencia.

- Escenario lluvioso

En el año 1986, de un total de 165 cuencas modeladas, el 48% de las cuencas presentó un aumento de caudal inferior al 40%, un 20% de éstas mostró una variación en el rango [40% - 60%), un 21% aumentó su caudal en el rango [60% - 80%) y un 11% tuvo un incremento de caudal superior al 80%.

En el año 2011, el 44% de las cuencas presentó un aumento de caudal inferior al 40%, un 20% de éstas mostró una variación en el rango [40% - 60%), un 18% aumentó su caudal en el rango [60% - 80%) y un 18% tuvo un incremento de caudal superior al 80%.

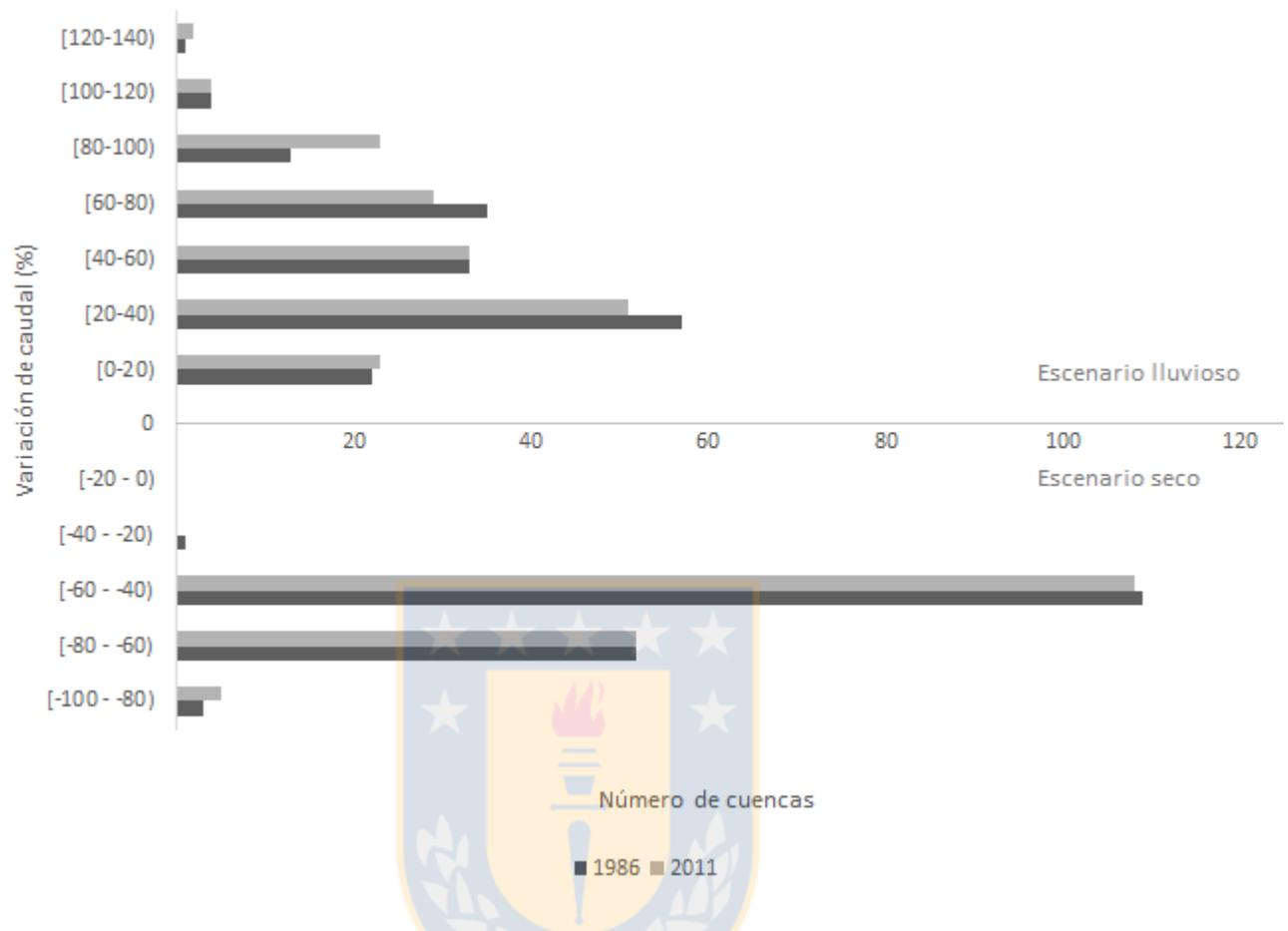


Figura 7. Variación de caudal bajo escenarios seco y lluvioso para los años 1986 y 2011, donde el eje x corresponde al número de cuencas y el eje y corresponde al % de variación.

Fuente: Elaboración propia.

En cuanto al efecto que tiene cada cobertura sobre la variación de caudales, fue posible observar que la cobertura de bosque nativo es la que mejor regula, presentando un promedio de variación de un cercano al 40% bajo el escenario de déficit de precipitación y una diferencia de caudal media inferior al 30% bajo el escenario lluvioso (Figura 8).

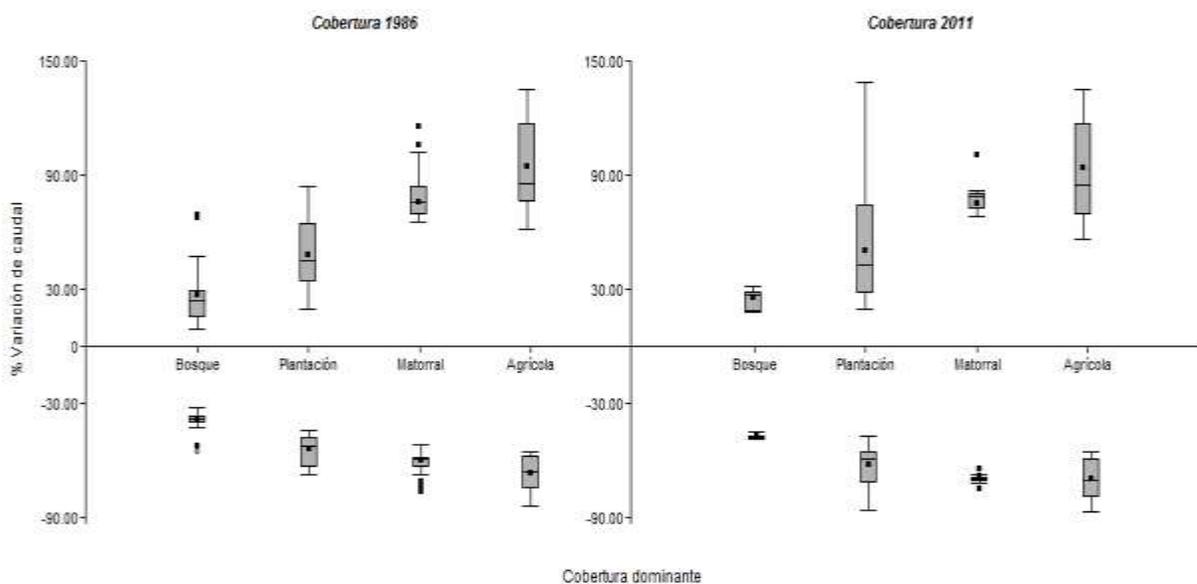


Figura 8: Porcentajes de variación de caudal por cobertura dominante de cada cuenca para el año 1986 y 2011. Los valores debajo del eje de las abscisas corresponden a la respuesta hídrica bajo escenarios de déficit de precipitación y los valores que están sobre el eje corresponden a los valores de respuesta del escenario lluvioso.

Fuente: Elaboración propia.

Efecto del CCUS sobre la oferta potencial del SEMFL

- Cobertura 1986

El análisis de los efectos de las variables biofísicas del año 1986 sobre la oferta potencial del SEMFL, mostró que la oferta en cada cuenca ($P < 0.001$), estuvo positiva y significativamente relacionada con la cobertura de bosque nativo, y estuvo negativa y significativamente relacionada con las coberturas de plantaciones forestales y matorral (Tabla 5).

Tabla 5. Modelo construido en base a variables continuas que explican la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 1986. Fuente: Elaboración propia.

Variables 1986	Estimador	Error Estandar	t-Value	p-Value
(Intercept)	92.04277	4.56145	20.178	< 2 e-16 ***
Bosque nativo	2.859 e-01	8.004 e-02	3.573	***
Plantación	-2.404 e-01	7.013 e-02	-3.428	***
Matorral	-8.410 e-01	9.725 e-02	-8.648	***
Agrícola	-1.389 e-01	1.844 e-01	-0.753	n.s
N=165	*p < 0.05	**p < 0.01	***p < 0.001	

El análisis de los efectos de las interacciones de las coberturas sobre la oferta potencial del SEMFL, mostró que la oferta en cada cuenca ($P < 0.01$), estuvo negativa y significativamente relacionada con las interacciones bosque – plantación (Figuras 9 y 10) y plantación – matorral (Figura 11 y 12). A su vez las interacciones bosque – plantación – matorral y plantación – matorral – agrícola, presentaron una relación positiva con la oferta potencial pero con un nivel de significancia menor ($P < 0.05$) que el mostrado por las interacciones bosque – plantación y plantación – matorral (Tabla 6).

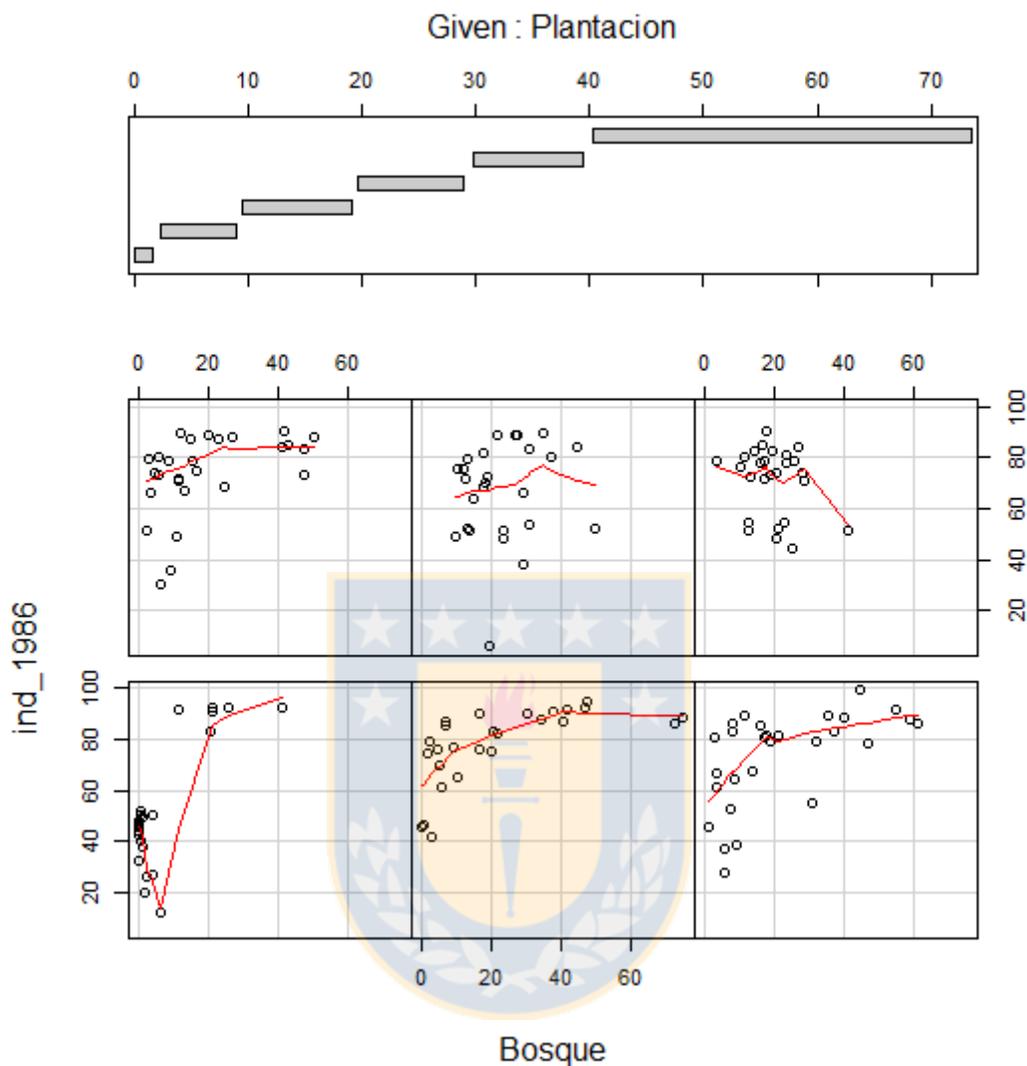


Figura 9. Efectos de la cobertura de bosque nativo sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de plantaciones forestales en el año 1986.

Fuente: Elaboración propia.

De la figura 9 se desprende que el bosque nativo tiene una relación positiva con la oferta potencial del SEMFL, excepto cuando la cobertura de bosque es inferior al 10% y la de plantaciones es inferior al 5%, también es posible apreciar que la cobertura de bosque nativo deja de tener una influencia sobre la oferta del servicio cuando la cobertura de plantaciones supera el 40%.

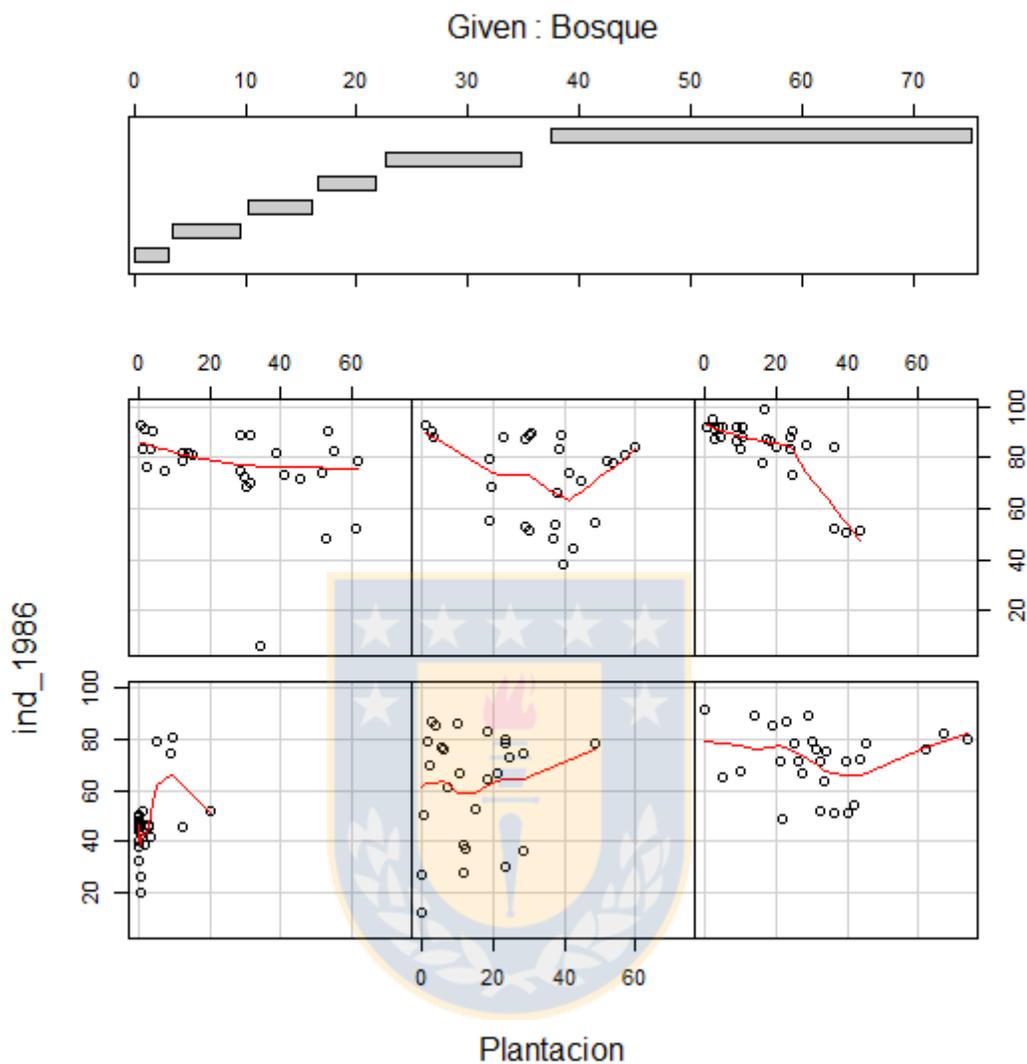


Figura 10. Efectos de la cobertura de plantaciones forestales sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de bosque nativo en el año 1986.

Fuente: Elaboración propia.

En la figura 10, se observa que las plantaciones no presentan un patrón claro del cómo influyen sobre la oferta potencial del SEMFL sino que más bien es la cobertura de bosque nativo es la variable que explica de mejor forma el comportamiento de la oferta del servicio.

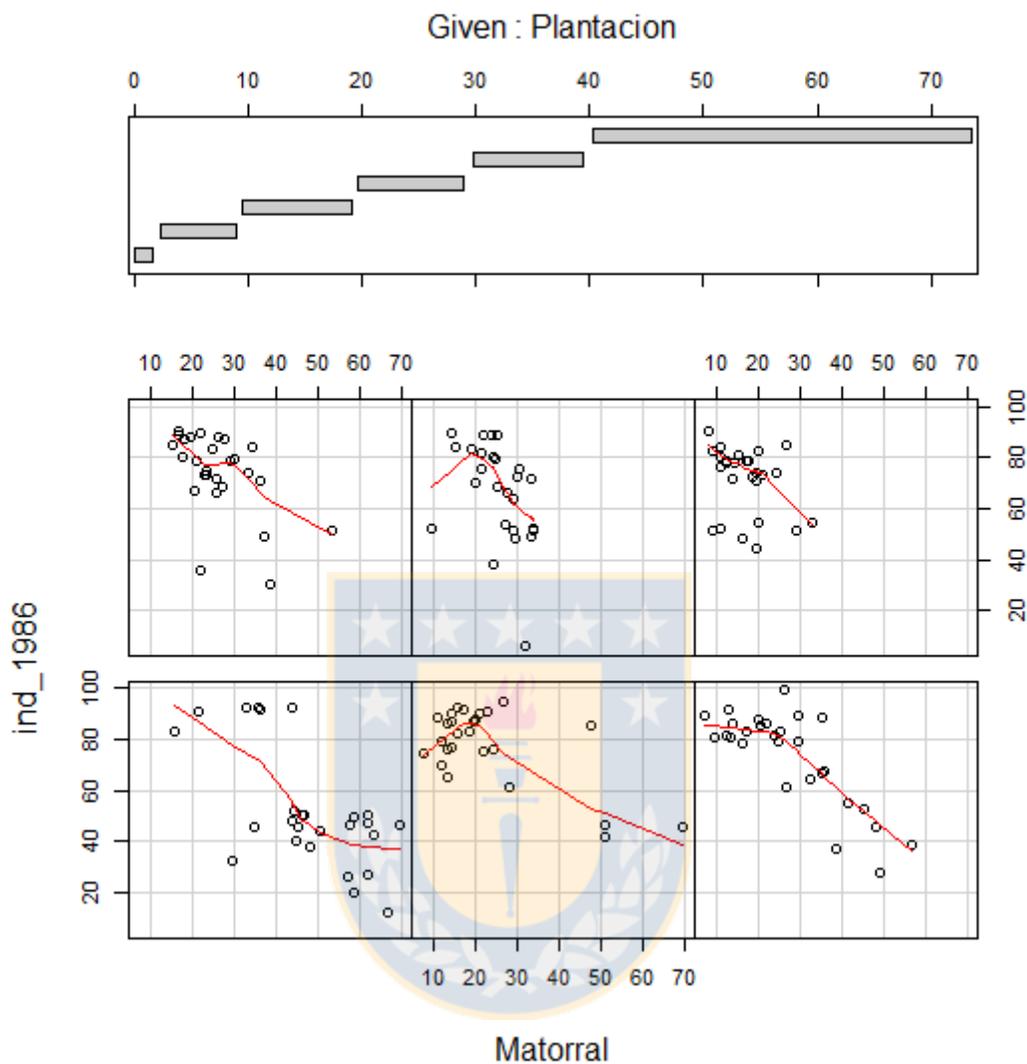


Figura 11. Efectos de la cobertura de matorral sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de plantaciones forestales en el año 1986.

Fuente: Elaboración propia.

La figura 11 muestra que la cobertura de matorral tiene una relación inversa con la oferta del SEMFL, independiente del porcentaje de cobertura de plantaciones forestales, a medida que hay una mayor cobertura de matorral la oferta del servicio disminuye.

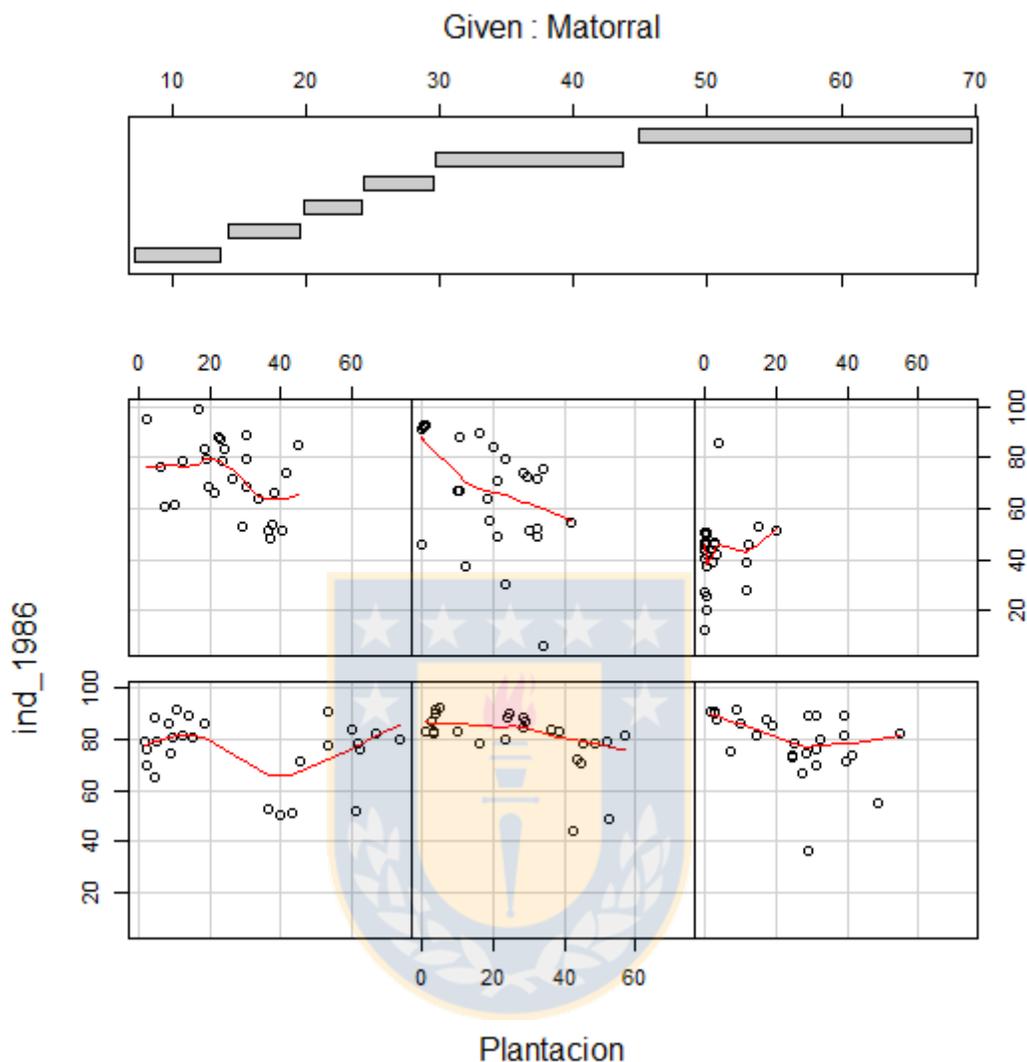


Figura 12. Efectos de la cobertura de plantaciones forestales sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de matorral en el año 1986.

Fuente: Elaboración propia.

La figura 12 muestra que la cobertura de plantación forestal presenta una relación negativa con la oferta potencial del SEMFL cuando ésta es inferior al 40%, independiente de cual sea el porcentaje de cobertura del matorral en la cuenca, luego al superar el punto de inflexión del 40% presenta una relación positiva en condiciones de cobertura de matorral inferiores al 30%.

Tabla 6. Modelo construido en base a la interacción de variables continuas que explican la variación de la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 1986. Fuente: Elaboración propia.

Cobertura 1986	Estimate	Std. Error	t-Value	p-Value
(Intercept)	4.656	2.31 e-01	20.079	< 2 e-16 ***
Bosque nativo	3.531 e-03	6.423 e-03	0.550	n.s
Plantación	1.312 e-02	6.883 e-03	1.906	n.s
Matorral	-1.299 e-02	6.088 e-03	-2.134	*
Agrícola	-1.165 e-03	4.051 e-03	-0.288	n.s
Bosque – Plantación	-8.018 e-04	3.072 e-04	-2.610	**
Bosque – Matorral	-1.313 e-04	3.568 e-04	-0.368	n.s
Plantación – Matorral	-1.032 e-03	3.848 e-04	-2.681	**
Bosque – Agrícola	-3.143 e-04	2.677 e-04	-1.174	n.s
Plantación – Agrícola	-3.952 e-04	3.511 e-04	-1.125	n.s
Matorral – Agrícola	-9.647 e-05	1.557 e-04	-0.620	n.s
Bosque – Plantación – Matorral	4.413 e-05	1.850 e-05	2.385	*
Bosque – Plantación – Agrícola	2.815 e-05	2.267 e-05	1.242	n.s
Bosque – Matorral – Agrícola	2.387 e-05	1.371 e-05	1.742	n.s
Plantación – Matorral – Agrícola	3.002 e-05	1.472 e-05	2.039	*
Bosque – Plantación – Matorral – Agrícola	-1.573 e-06	9.913 e-07	-1.587	n.s
N=165	*p < 0.05	**p < 0.01	***p < 0.001	

- Cobertura 2011

El análisis de los efectos de las variables biofísicas del año 2011, sobre la oferta potencial del SEMFL, mostró que la oferta en cada cuenca ($P < 0.001$), estuvo positiva y significativamente relacionada con la cobertura de bosque nativo, y estuvo negativa y significativamente relacionada con las coberturas de plantaciones forestales y matorral (Tabla 7).

Tabla 7. Modelo construido en base a variables continuas que explican la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 2011. Fuente: Elaboración propia.

VARIABLES 2011	Estimador	Error Estandar	t-Value	p-Value
(Intercept)	89.89389	5.70318	15.762	< 2 e-16 ***
Bosque nativo	8.588e-01	1.449 e-01	5.924	***
Plantación	-2.790e-01	7.295 e-04	-3.825	***
Matorral	-9.555 e-01	1.374 e-01	-6.952	***
Agrícola	-2.499 e-01	2.103 e-01	-1.188	n.s
N=165	*p < 0.05	**p < 0.01	***p < 0.001	

El análisis de los efectos de las interacciones de las coberturas sobre la oferta potencial del SEMFL, mostró que la oferta en cada cuenca ($P < 0.05$), estuvo negativa y significativamente relacionada con las interacción plantación – matorral (Figuras 13 y 14) (Tabla 8).

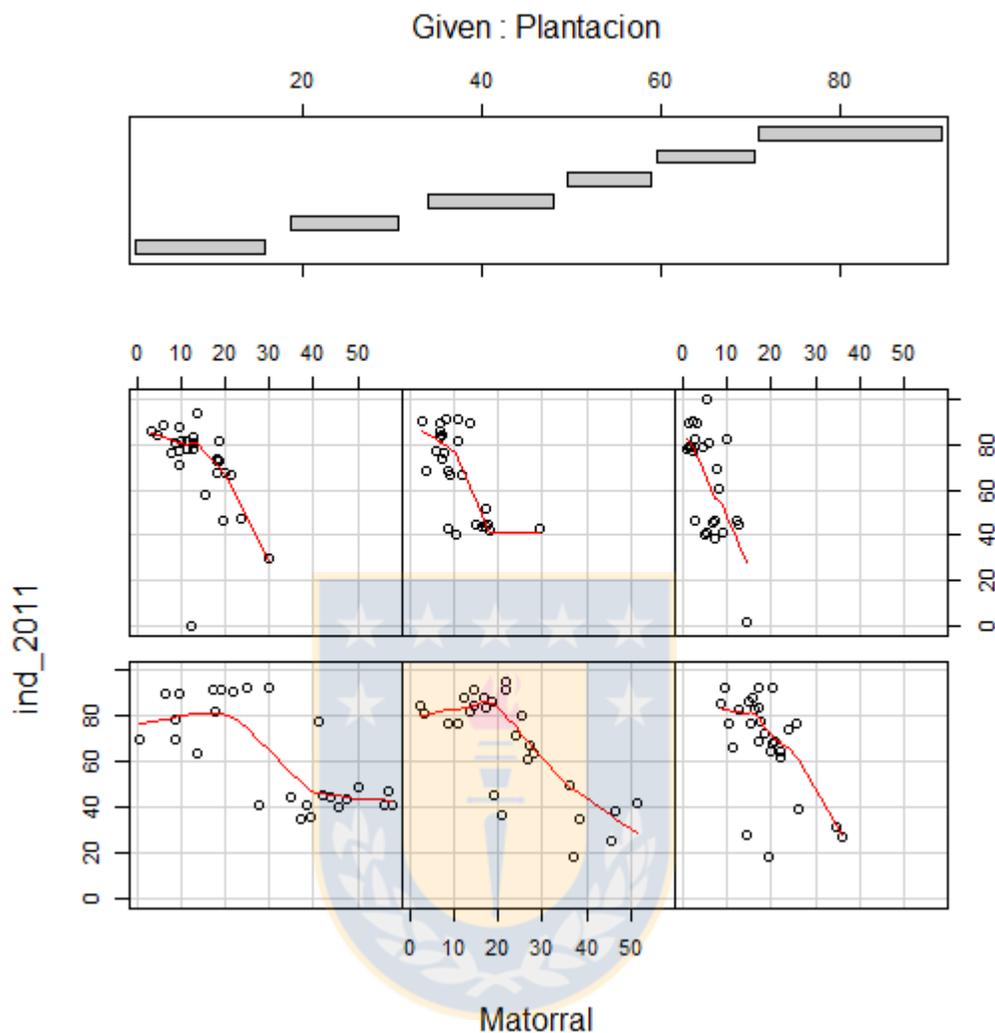


Figura 13. Efectos de la cobertura de matorral sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de plantaciones forestales en el año 2011.

Fuente: Elaboración propia.

La figura 13 muestra que la cobertura de matorral tiene una relación inversa con la oferta del SEMFL, sólo en la condición de un bajo porcentaje de cobertura de plantación ($< 20\%$) y una cobertura de matorral inferior al 30% es posible apreciar una relación positiva entre la oferta del servicio y la cobertura de matorral presente en cada cuenca.

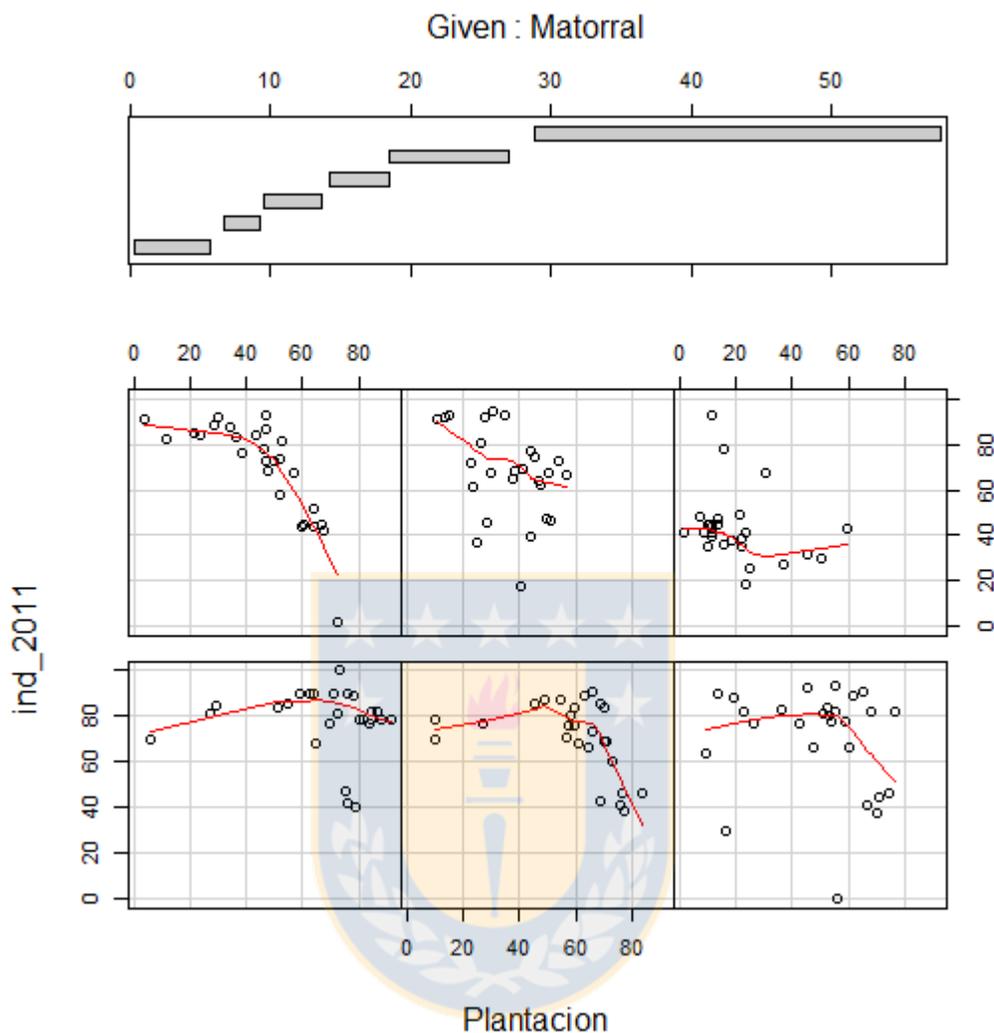


Figura 14. Efectos de la cobertura de plantaciones forestales sobre la oferta potencial del SEMFL, condicionada por la presencia de matorral en el año 2011.

Fuente: Elaboración propia.

La figura 14 muestra que la cobertura de plantación forestal presenta una relación positiva con la oferta potencial del SEMFL cuando ésta es inferior al 50% y la cobertura de matorral es inferior al 15%, al aumentar la proporción de matorral, la relación entre el la plantación y la oferta potencial del servicio se vuelve negativa.

Tabla 8. Modelo construido en base a la interacción de variables continuas que explican la variación de la oferta potencial del SEMFL, utilizando la cobertura de vegetación del año 2011. Fuente: Elaboración propia.

Cobertura 2011	Estimate	Std. Error	t-Value	p-Value
(Intercept)	5.020	2.743 e-01	18.304	< 2 e-16 ***
Bosque nativo	-2.859 e-02	2.194 e-02	-1.303	n.s
Plantación	-8.892 e-03	3.682 e-03	-2.415	*
Matorral	-1.777 e-03	8.874 e-03	-0.200	n.s
Agrícola	-7.794 e-03	3.958 e-03	-1.969	n.s
Bosque – Plantación	5.360 e-04	3.815 e-04	1.405	n.s
Bosque – Matorral	-4.395 e-04	1.396 e-03	-0.315	n.s
Plantación – Matorral	-5.698 e-04	2.252 e-04	-2.530	*
Bosque – Agrícola	5.332 e-04	7.136 e-04	0.747	n.s
Plantación – Agrícola	1.384 e-04	1.109 e-04	1.249	n.s
Matorral – Agrícola	-3.718 e-04	2.019 e-04	-1.842	n.s
Bosque – Plantación – Matorral	2.264 e-05	3.056 e-05	0.741	n.s
Bosque – Plantación – Agrícola	-1.599 e-05	2.009 e-05	-0.796	n.s
Bosque – Matorral – Agrícola	3.078 e-05	4.144 e-05	0.743	n.s
Plantación – Matorral – Agrícola	7.889 e-06	8.104 e-06	0.973	n.s
Bosque – Plantación – Matorral – Agrícola	3.890 e-07	1.398 e-06	0.278	n.s
N=165	*p < 0.05	**p < 0.01	***p < 0.001	

Al analizar los valores del indicador de la oferta potencial del SEMFL, es claro que los valores más altos de la oferta del servicio corresponden a las cuencas con cobertura de bosque nativo, con un valor medio del indicador cercano a 80 (Figura 15).

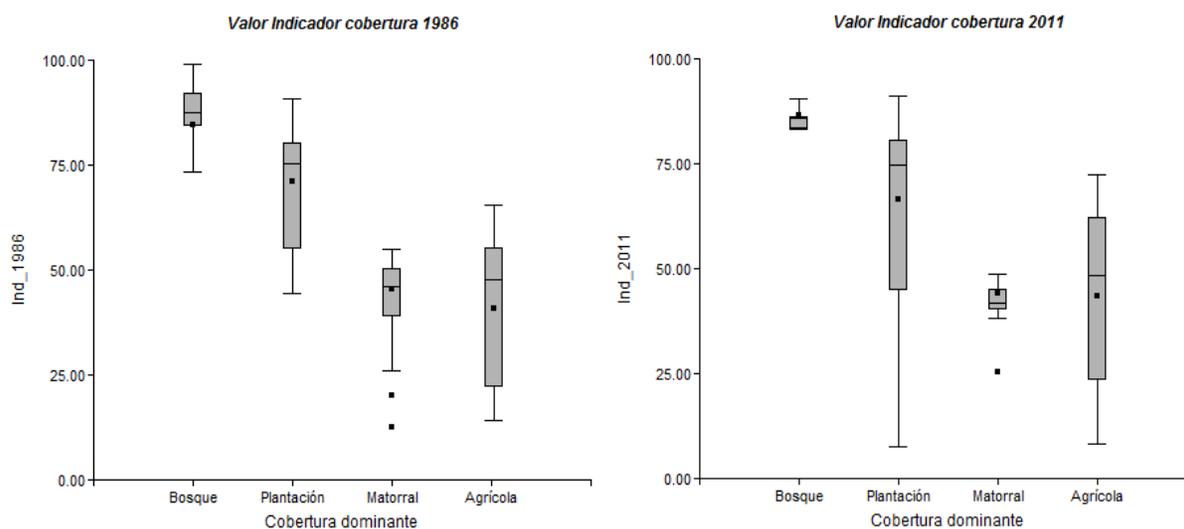


Figura 15. Valores del indicador de la oferta potencial del SEMFL, para las coberturas dominantes en cada cuenca, en los años 1986 y 2011.

Fuente: Elaboración propia.

Variación de la oferta potencial del SEMFL

La variación de la oferta, estuvo positiva y significativamente relacionada con las transiciones de matorral a bosque nativo, agrícola a plantaciones y formación de matorrales en terrenos agrícolas. Es decir, las cuencas que presentaron mayores porcentajes de estas transiciones mostraron una tendencia a mejorar la oferta potencial del SEMFL, en contraste, los procesos de transición de plantación a matorral, de matorral a plantación y la presistencia de matorral, mostraron una relación significativa e inversa. Las cuencas que presentaron mayores porcentajes de estas transiciones sufrieron una reducción de la oferta potencial del SEMFL (Tabla 9).

Tabla 9. Modelo construido en base a variables continuas que explican la variación de la oferta potencial del SEMFL, para las transiciones de CCUS entre los años 1986 y 2011. Fuente: Elaboración propia.

Transiciones	Estimador	Error Estandar	t-Value	p-Value
(Intercept)	-1.37029	1.17712	-1.164	< 2.462 ***
Persistencia bosque	0.01437	0.05160	0.278	n.s
Bosque a plantacion	-0.09616	0.04246	-2.265	*
Bosque a matorral	0.03534	0.13063	0.271	n.s
Bosque a agrícola	-0.07085	0.16227	-0.437	n.s
Plantación a bosque	1.65354	0.43537	3.798	n.s
Persistencia plantación	-0.02534	0.01871	-1.354	n.s
Plantación a matorral	-0.60367	0.21099	-2.861	**
Plantación a agrícola	-0.05795	0.26242	-0.221	n.s
Matorral a bosque	0.45693	0.14040	3.255	**
Matorral a plantación	0.16612	0.03275	5.073	***
Persistencia matorral	-0.08426	0.03033	-2.778	**
Matorral a agrícola	-0.12581	0.06074	-2.071	*
Agrícola a bosque	0.37021	0.42897	0.863	n.s
Agrícola a plantación	0.20629	0.03528	5.848	***
Agrícola a matorral	0.19467	0.06189	3.145	**
Persistencia agrícola	-0.01090	0.03852	-0.283	n.s
N=165	*p < 0.05	**p < 0.01	***p < 0.001	

La oferta potencial del SEMFL mostró un patrón espacial de la variación del servicio (Figura 16), indicando que las cuencas más críticas en cuanto a la reducción de la oferta potencial se encuentran en la zona norte del área de estudio. A su vez, fue posible encontrar cuencas donde hubo mejorías en la oferta, que principalmente se encuentran en la zona sur del área de estudio.

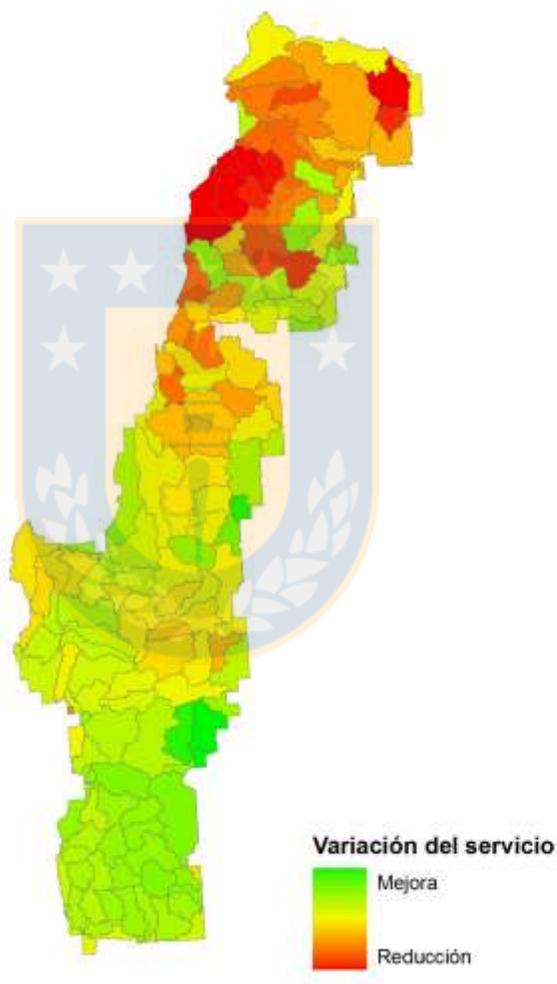


Figura 16. Variación de la oferta potencial del SEMFL durante el periodo de estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Discusión

Cambio en la cobertura y uso del suelo

El paisaje estuvo sometido a una intensa dinámica de CCUS dado por una disminución del bosque nativo y aumento de plantaciones de especies en un periodo de 25 años. Por un lado, hubo una pérdida del 63.9% del bosque nativo en el área de estudio, de las cuales un 68,2% fueron por sustitución a plantaciones forestales. Esta pérdida substancial de bosque nativo por plantaciones ya había sido reportada previamente para un periodo anterior (1975 y 2000) para la parte norte del área de estudio, donde hubo una disminución de la cobertura de bosque de un 67% de las cuales un 53% correspondió a sustitución por plantaciones forestales (Echeverría et al. 2006). Similarmente para la zona centro sur de Chile, entre los años 1979 y 2000, la cobertura de bosque nativo disminuyó un 28.2%, siendo la sustitución por plantaciones forestales, el cambio de cobertura más importante (Aguayo et al. 2009). Además se debe considerar, que los procesos de sustitución han sido reconocidos como uno de los principales causantes de la destrucción de los ecosistemas boscosos en esta zona del país (Lara et al.1996).

A continuación se discuten los resultados de un indicador espacial de oferta potencial del servicio de regulación de caudal en un paisaje que ha estado sometido a un intenso CCUS por plantaciones forestales en los últimos 25 años.

Modelación de caudales

En general, la oferta, las demandas y los flujos de SE son elementos explícitos desde el punto de vista espacial (Costanza 2008, Fisher et al. 2009, Burkhard et al. 2012a, Schröter et al. 2012). Se necesitan modelos pertinentes para sintetizar y cuantificar los SE con el fin de comprender las dinámicas, y los trade-off en forma espacialmente explícitas como parte de amplios sistemas humanos-ambientales (Burkhard et al. 2012b, Raudsepp-Hearne et al. 2010, Burkhard et al. 2014).

Para hacer más eficiente la planificación del territorio, y lograr una gestión sustentable de los recursos naturales, se debe mejorar la comprensión de dónde, cuándo y qué servicios se

prestan en cada área, paisajes, regiones, estados, continentes y en todo el mundo (Swetnam et al. 2010, Crossman et al. 2012). Las visualizaciones espaciales en mapas son herramientas poderosas con altos potenciales (pero también riesgos) para la explicación de fenómenos complejos (Burkhard et al. 2012a, Wood et al. 2010, Burkhard et al. 2014).

Los modelos hidrológicos y los métodos de evaluación de los servicios ecosistémicos hídricos están sujetos a algunas limitaciones e incertidumbres, que deben considerarse en la toma de decisiones y en la planificación del territorio (Schmalz et al. 2016). Las escalas espaciales y temporales, tanto los atributos claves del mapa, como su selección apropiada, son un desafío recurrente de la ciencia de los SE y la aplicación práctica. Por un lado, las unidades de evaluación de los SE y los indicadores, modelos y mapas conexos deben coincidir con las escalas de sus unidades biogeofísicas de origen, flujos y demanda. Por otro lado, deben coincidir con las escalas de unidades administrativas para una mejor aplicación en la toma de decisiones (Burkhard et al. 2012b, Burkhard et al. 2014).

Estos modelos pretenden representar la realidad, gracias a esto, la respuesta hidrológica y los SE modelados en la cuenca se aproximan a los datos obtenidos in situ. Después de unas décadas de desarrollo de modelos, N-SPECT se ha convertido en un modelo de cuencas hidrográficas utilizado para una gama de problemas de recursos hídricos (Burke y Sugg 2006, USACE 2008). Además, el modelo N-spect ha ganado aceptación internacional como una sólida herramienta interdisciplinaria de modelado de cuencas hidrográficas (Burke y Sugg 2006). También el NOAA (2004) recomienda el modelo N-spect para análisis de servicios hidrológicos específicos que capturan consideraciones puntuales, mensuales o interanuales.

En este estudio, el rendimiento del modelo N-spect está dentro de los parámetros aceptables para considerarlo como una buena aproximación de la realidad, presentando un 94% de eficiencia del modelo con un error medio de $\pm 1.1 \text{ m}^3/\text{s}$, por lo que puede utilizarse para los análisis.

Efecto de las variables biofísicas sobre la oferta potencial del SEMFL

Los resultados mostraron que, tanto para el año 1986 como para el 2011, las coberturas de plantaciones forestales y matorral presentaron una relación inversa y altamente significativa

($P < 0.001$). Cabe señalar que la cobertura de plantaciones incluye, plantaciones adultas, talas rasas y plantaciones jóvenes, estas dos últimas son las que mayor influencia tienen, ya que por su baja densidad o ausencia de vegetación que retenga las precipitaciones, transforma el agua recibida en escorrentía superficial una vez que el suelo se sature (Castro et al. 2016). En cuanto a la relación mostrada por cobertura de matorral, se condice con otros estudios (Bellot et al. 2001, García – Fayos 2004), que plantean que debido a que el matorral presenta una cubierta foliar menor que el bosque nativo existe una menor interceptación y retención de las precipitaciones, por lo que presentan niveles superiores de escorrentía superficial que coberturas más densas como la del bosque.

En contraste, el bosque nativo presentó una relación positiva con la oferta potencial pero con un nivel de significancia menor ($P < 0.001$), debido a que esta cobertura fue la que más se vio reducida, los remanentes de bosque que aún quedan para el 2011 son básicamente los que están presentes en áreas protegidas o lugares inaccesibles, y donde coincidentemente se reportó la mayor oferta potencial del SEMFL, es decir que en estas zonas se encontró la mayor provisión del servicio. Existen estudios (García 2007, Esse 2014), que muestran que el bosque nativo presentan mejor regulación hídrica comparada con coberturas de uso antrópico, lo que se condice con los resultados obtenidos por el modelo.

También se debe destacar que el bosque nativo muestra una tendencia a amortiguar las variaciones de caudal en ambos escenarios mostrando el mejor índice de oferta del SEMFL, lo que se refleja en los análisis variación de caudal, donde se aprecia que las cuencas que presentaron flujos más estables bajo ambos escenarios de precipitación, fueron las que presentaron una mayor presencia de bosque nativo en el año 1986, además es posible notar que las cuencas que presentaron una mayor pérdida de cobertura de bosque, cuya reducción se debió principalmente al proceso de sustitución, vieron aumentada su variación de caudal cercana al 10%, en promedio, hacia el año 2011. Además, Jaramillo (2014) reportó variaciones entre un 4% y un 8% en los caudales medios anuales de las sub-cuencas de la Región de los Lagos, atribuyendo principalmente este aumento a un escenario de expansión de plantaciones, reduciendo el agua disponible. Otro estudio (Little et al. 2009), plantea que existe una relación directa entre la disminución de la escorrentía en verano y el aumento de las plantaciones en el tiempo, esta investigación mostró que la escorrentía residual disminuyó

entre un 31.9% y un 42.7%, a medida que aumentaba la pérdida del bosque esclerófilo sustituido con plantaciones forestales en cuencas ubicadas en la zona central de Chile, entre los años 1991 y 2000, así mismo, Floch y colaboradores (2015) reportaron una disminución de un 18% en el caudal base de cuencas presentes en el noreste de Cataluña, España, por la sustitución de bosque mediterráneo por plantaciones para biomasa. Por su parte Le Maitre y colaboradores (2014) reportaron que el caudal medio diario puede llegar a aumentar hasta un 50% cuando se realizan las talas razas en las plantaciones forestales.

Variación de la oferta potencial del SEMFL

Los resultados mostraron que un 75% de las cuencas presentaron, en alguna medida, una disminución de la oferta potencial del SEMFL. Esta disminución tuvo una directa y significativa relación con las transiciones de plantación a matorral y la persistencia de matorral, esto se debe a que estas transiciones tienden a reducir la cubierta vegetal dando como consecuencia la disminución de la regulación hídrica (Castro et al 2016). En contraste, el 25% de las cuencas restantes mantuvieron o mejoraron la provisión del servicio. Estos aumentos en la oferta potencial del SEMFL, tuvieron una directa relación con las transiciones de matorral a bosque nativo, de matorral a plantación, agrícola a plantaciones y formación de matorrales en terrenos agrícolas, esto se debe a que cada una de las trayectorias de cambio mencionadas tienden a aumentar la cobertura de vegetación en el tiempo, lo que implica una mejora en la regulación hídrica (Bellot et al. 2001, García – Fayos 2004, García 2007).

Al observar los valores del análisis multivariado de la variación espacio-temporal del SEMFL se desprende que las trayectorias que tienden a mantener o aumentar la cobertura de bosque nativo, independiente de su significancia, son las que mostraron una relación positiva con la oferta del servicio.

Conclusión

Aunque aún existen algunas mejoras metodológicas posibles, la aplicación y el desarrollo de los conceptos de los SE muestran un alto potencial para la planificación territorial sustentable. Este estudio contribuye además al desarrollo de métodos de cuantificación y cartografía de los SE hídricos. La relevancia del uso de modelos hidrológicos detallados, como N-spect, queda

de manifiesto con este estudio, debido a que muestra en forma espacialmente explícita la variación de la respuesta hidrológica en las cuencas por cambios en las variables biofísicas de ésta. Las variables de salida de N-spect, mostraron un buen desempeño del modelo, por lo que es recomendable para modelar escenarios de precipitación, ayudando a establecer los efectos de las coberturas sobre la respuesta hídrica en las cuencas.

El indicador desarrollado es adecuado para considerar los aspectos espacio-temporales, pero se ha perdido cierta información hidrológica después de la normalización de las variaciones de caudal, lo que permitió obtener una escala consistente para todas las cuencas logrando una buena comparabilidad. Este estudio es un enfoque razonable para proporcionar patrones espacio-temporales de las diferentes cuencas fluviales, que pueden ser utilizados por las partes interesadas para una mayor discusión y planificación de la gestión sostenible de la tierra. La aplicación de una escala relativa ayuda a traducir la información detallada de la modelación hidrológica a una cantidad agregada de información, adecuada para traducirlas en oferta de SE y para facilitar la comunicación interdisciplinaria. Por lo tanto, la evaluación de SE genera detalles importantes para la toma de decisiones y la gestión de los sistemas humanos y ambientales.

Con esta investigación, se demuestran las ventajas de la utilización de indicadores espacialmente explícitos, los cuales ayudados con datos de teledetección permiten evaluar en forma efectiva a nivel espacial y temporal, cómo los cambios en el uso y la cobertura del suelos afectan la regulación hídrica.

Bibliografía

1. Aguayo M, A Pauchard, G Azócar, O Parra. 2009. Cambio de uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena De Historia Natural* 82:361-374.
2. Alley, R.B., J. Marotzke, W.D. Nordhaus, J.T. Overpeck, D.M. Peteet, R.A. Pielke, Jr., R.T. Pierrehumbert, P.B. Rhines, T.F. Stocker, L.D. Talley, and J.M. Wallace, 2003: Abrupt climate change. *Science*, 299, 2005-2010, doi:10.1126/science.1081056.
3. Andréassian V. 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate *J. Hydrol.*, 291, pp. 1–27
4. Arjen Y. Hoekstra. 2016. A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA, *Ecological Indicators*, Volume 66, Pages 564-573
5. Bandyopadhyay S, S. Kanji, L. Wang 2012. The impact of rainfall and temperature variation on diarrheal prevalence in Sub-Saharan Africa *Applied Geography*, 33, pp. 63–72
6. Barredo J. 2007. Major flood disasters in Europe: 1950–2005 *Nat. Hazards*, 42, pp. 125–148
7. Bastian O, K. Grunewald, R.U. 2012. Space and time aspects of ecosystem services, using the example of the EU Water Framework Directive *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manage.*, 8, pp. 5–16
8. Bellot, J., Bonet A., Sánchez M., Chirino M. 2001. Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 55. pp. 1-13.

9. Bhavnani R, Vordzorgbe S., M. Owor, F. Bousquet. 2008. Report on the status of disaster risk reduction in the sub-saharian Africa región Commission of the African Union, United nations and the World Bank.
10. Brauman K, G.C. Daily, T.K. Duarte, H.A. 2007. Mooney The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrological services Annual Review of Environment and Resources, 32, pp. 6.1–6.32
11. Burke M, E. Miguel, S. Satyanath, J.A. Dykema, D.B. Lobell. 2009. Warming increases the risk of civil war in Africa Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106, pp. 20670–20674
12. Burke L y Z Sugg. 2006. Modelamiento Hidrológico de la Descarga de las Cuencas Hidrológicas en el Arrecife Mesoamericano. World Resorces Institute.
13. Burkhard B, F. Kroll, S. Nedkov, F. Müller. 2012a. Mapping ecosystem service supply demand and budgets of ecosystem services. Ecol. Indic., 21, pp. 17–29
14. Burkhard, B.; de Groot, R.; Costanza, R.; Seppelt, R.; Jørgensen, S.E. & M. Potschin 2012b. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. Ecological Indicators 21, 1–6.
15. Burkhard, B.; Crossman, N.; Nedkov, S.; Petz, K. & R. Alkemade. 2013. Mapping and Modelling Ecosystem Services for Science, Policy and Practice. Ecosystem Services 4: 1-3.
16. Carter, N. 2014. The politics of climate change in the UK. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change, WIREs Clim Change Vol 5. pp 423-433

17. Castro I., González R., Cruz E., Reynoso R., López W. 2016. Water balance of the basin of Pijijiapan in Chiapas, Mexico. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 37(2), 18-28.
18. CIREN. 2003. ESTUDIO AGROLOGICO. Descripciones de suelos materiales y símbolos. X Región. ISBN, Publicación 123.
19. Ciscar J, A. Iglesias, L. Feyen, L. Szabó, D. Van Regemorter, B. Amelung, R. Nicholls, P. Watkiss, O.B. Christensen, R. Dankers, L. Garrote, C.M. Goodess, A. Hunt, A. Moreno, J. Richards, A. Soria. 2011. Physical and economic consequences of climate change in Europe Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A., 108, pp. 2678–2683
20. Clark L. 2006. IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing Clark University, 327.
21. CONAF, Conama, BIRF, UAd Chile, PUCd Chile y UCd Temuco. 1999. Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Santiago. Chile.
22. Constanzo, N. 2016. Evaluación del estado de conservación de *Pitavia punctata* Mol., Bajo los criterios y categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Tesis de Pregrado. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Concepción, Chile.
23. Costanza, R. 2008. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141, 350–352
24. Crossman, N.; Burkhard, B. & S. Nedkov. 2012. Quantifying and Mapping Ecosystem Services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8 (1-2). 1-4.

25. Crossman, N.D.; Burkhard, B.; Nedkov, S.; Willemen, L.; Petz, K.; Palomo, I.; Drakou, E.G.; Martín-Lopez, B.; McPhearson, T.; Boyanova, K.; Alkemade, R.; Egoh, B.; Dunbar, M. & J. Maes. 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services* 4: 4-14.
19. Dai A. 2011. Drought under global warming: a review *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 2 pp. 45–61
20. Daily G. 1997. *Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, DC
26. Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara y A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130 (4), 481-494.
27. Echeverría C, T Kitzberger, R Rivera, R Manson, R Vaca, L Cristobal, G Machuca, D Gonzalez, R Fuentes. 2011. Assessing fragmentation and degradation of dryland forest ecosystems. In Newton A, N Tejedor eds. *Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America*. Gland, Switzerland. IUCN. p. 65-102.
28. Echeverría C, A Newton, L Nahuelhual, D Coomes y JM Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32 (2), 822-831.
29. European Environment Agency EEA. 2010. *Mapping the Impacts of Natural Hazards and Technological Accidents in Europe* Publications Office of the European Union, Luxembourg.

30. ESRI. 2009. Environmental Systems Research Institute, Inc. In, 380 New York St., Redlands, CA92373-8100, USA.
31. Esse, Carlos, Valdivia, Paulo, Encina-Montoya, Francisco, Aguayo, Carlos, Guerrero, Marcela, & Figueroa, David. 2014. Modelo de análisis espacial multicriterio (AEMC) para el mapeo de servicios ecosistémicos en cuencas forestales del sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(3), 289-299
32. Fisher, B.; Turner, R.K. & P. Morling 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3), 643–653.
33. Folch A, Ferrer N. 2015. The impact of poplar tree plantations for biomass production on the aquifer water budget and base flow in a Mediterranean basin. *Science of The Total Environment*, Volumes 524–525, Pages 213-224
34. Frei C, R. Schöll, S. Fukutome, J. Schmidli, P.L. Vidale. 2006. Future change of precipitation extremes in Europe: intercomparison of scenarios from regional climate models *J. Geophys. Res.*, 111, p. D06105
35. Fu, B. J., Chen, L. D., Ma, K. M., & Wang, Y. L. 2001. Principles and applications of landscape ecology [in Chinese]. Beijing, China: Science press
36. Fuentes, R. 2013. Modelamiento de impactos del cambio de uso de suelo en la carga de sedimentos y nutrientes en la cuenca lacustre del lago Rupanco, Región de Los Lagos, Chile. Tesis de Magister. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Forestales. Dirección de Postgrado. Concepción, Chile.
37. García – Fayos P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Páginas 309-334. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid. ISBN: 84-8014-552-8

38. García Olmos, C. 2006. Regulación hídrica bajo tres coberturas vegetales en la cuenca del Rio San Cristóbal, Bogotá D.C. Colombia Forestal, 10(20), 127 - 147.
39. González-Reyes A., Muñoz A. 2013. Precipitation changes of Valdivia city (Chile) during the past 150 years. BOSQUE 34 (2): 191-200.
40. Guo Z, Xiao X, Li D. 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. Ecol Appl 10 (3):925–936
41. Haines-Yong R, M. Potschin, F. Kienast. 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales. Mapping marginal changes and trade-offs Ecol. Indic., 21, pp. 39–53
42. Haines-Yong, R. and Potschin, M. 2013. CICES V4.3 – Revised report prepared following consultation on CICES Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003
43. Hauck, B. Schweppe-Kraft, C. Albert, C. Görg, K. Jax, R. Jensen, C. Fürst, J. Maes, I. Ring, E. Hönigová, B. Burkhard, M. Mehring, M. Tiefenbach, K. Grunewald, M. Schwarzer, J. Meurer, M. Sommerhäuser, J. Priess, J. Schmidt, A. Grêt-Regamey. 2013. The promise of the ecosystem services concept for planning and decision-making. GAIA, 22 (4), pp. 232–236
44. Hewlett, J. D. 1982. Principles of forest hydrology. University of Georgia Press, Athens, Georgia, USA.
45. Hewlett J, A.R. Hibbert Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid áreas W.E. Sopper, H.W. Lull. 1967. Forest Hydrology, Pergamon Press, New York, pp. 275–290

46. Jackson R, E.G. Jobbágy, M.D. 2009. Noretto Ecohydrology in a human-dominated landscape Ecohydrology, 2, pp. 383–389
47. Jankowska M, D. Lopez-Carr, Dh. Funk, G.J. Husak, A.A. 2012. Chafe Climate change and human health: spatial modeling of water availability, malnutrition, and livelihoods in Mali, Africa Applied Geography, 33, pp. 4–15
48. Jaramillo A. Modeling the ecosystem service of wáter supply and flow regulation (WSFR) under different land use scenarios: A case study in southern Chile. Tesis de Magister. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. Dirección de Postgrado. Valdivia, Chile.
49. Jongman B, P.J. Ward, J.C.J.H. 2012. Aerts Global exposure to river and coastal flooding: long term trends and changes Global Environ. Change, 22, pp. 823–835
50. Kandziora M, B. Burkhard, F. Müller. 2013. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution Ecosyst. Serv., 4, pp. 47–59
51. Koschke L, C. Fürst, M. Lorenz, A. Witt, S. Frank, F. Makeschin. 2013. The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale Ecol. Indic., 32, pp. 157–171
52. Kundzewicz Z., M. Radziejewski, I. Pinskiwar. 2006. Precipitation extremes in the changing climate of Europe Clim. Res., 31, pp. 51–5
53. Lara A, C Donoso & JC Aravena. 1996. La conservación del bosque nativo en Chile: Problemas y desafíos. En: Armesto JJ, C Villagrán & MK Arroyo (eds) Ecología de los bosques nativos de Chile: 335-362. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

54. Lara A, Little C, Urrutia R, McPhee J, Álvarez- Garretón C, Oyarzún C, Soto D, Donoso P, Nahuelhual L, Pino M, Arismendi I. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258, 415-424.
55. Le Maitre D, Kotzee I, O'Farrel P. 2014. Impacts of land-cover change on the water flow regulation ecosystem service: Invasive alien plants, fire and their policy implications. *Land Use Policy* 16:171-181.
56. León-Muñoz J, C Echeverría, R Marcé, W Riss, B Sheman, JL Iriarte. 2013. The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8°S). *Journal of Environmental Management* 128:283-291.
57. Liqueste C, G. Zulian, I. Delgado, A. Stips, J. Maes. 2013. Assessment of coastal protection as an ecosystem service in Europe *Ecol. Indic.*, 30, pp. 205–217
58. Liqueste C, Stefan Kleeschulte, Gorm Dige, Joachim Maes, Bruna Grizzetti, Branislav Olah, Grazia Zulian. 2015. Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study, *Environmental Science & Policy*, Volume 54, Pages 268-280
59. Little C, Lara A, McPhee J, Urrutia R. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374, 162-170.
60. Longley p, Goodchild M, Maguire D, Rhind D. 2010. *Geographic Information Systems and Science*. John Wiley & Sons Ltd. The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex PO19 8SQ. England.

61. Maes J, M.L. Paracchini, G. Zulian. 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services – towards an atlas of ecosystem services. JRC Scientific and Technical Reports European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability
62. McCarthy J, Canziani O, Leary N, Dokken D, White K. 2001. Climate Change: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Cambridge University Press. The Edinburgh Building, Cambridge CB2 2RU, UK
63. Meynard C, A Lara, M Pino, D Soto, L Nahuelhual, D Núñez, C Echeverría, C Jara, C Oyarzún, M Jiménez, F Morey. 2007. La integración de la ciencia, la economía y la sociedad: servicios ecosistémicos en la ecoregión de los bosques lluviosos valdivianos en el cono sur de Sudamérica. *Gaceta ecológica* 84-85:29-38.
64. Millennium Ecosystem Assessment MEA. Ecosystems and Human Well-being. 2005. Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute 82
65. Munich Re. (1997). Flooding and Insurance Munich Reinsurance Company, Munich
66. Nahuelhual L, A Carmona, A Lara, C Echeverría, ME González.(2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107:12-20.
67. Nahuelhual L, A Carmona, P Lozada, A Jaramillo, M Aguayo. 2013. Mapping recreation and ecotourism as a cultural ecosystem service: An application at the local level in Southern Chile. *Applied Geography* 40:71-82.
68. Newton AC, N Tejedor. 2011. Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America. Gland, Switzerland. IUCN. 383 p.

69. NOAA. 2004. Tutorial for the Nonpoint Source Pollution and Erosion Comparison Tools (NSPECT).
70. Noest, V. 1994. A hydrology–vegetation interaction model for predicting the occurrence of plant species in dune slacks. *Journal of Environmental Management* 40:119– 128
71. Ojea E, J. Martin-Ortega, A. Chaibai. 2012. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case for forest water services *Environmental Science and Policy*, 19/20, pp. 1–1
72. Olson D & Dinerstein E. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12: 502-515.
73. Olson D & Dinerstein E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 199-224.
74. Olson D & Dinerstein E., Wikramanayake E., Burgess N., Powell G. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51: 933-938.
75. ONU. (2008). Trends in sustainable development. Agriculture, rural development, land, desertification and drought Department of Economic and Social Affairs, United Nations. New York.
76. Raudsepp-Hearne, C.; Peterson, G.D.; Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi/10.1073/ pnas.0907284107.

77. Renard KG, GR Foster, GA Weesies, DK McCool y DC Yoder. 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA-Agriculture Handbook, No. 703.
78. San Martín J, Donoso C. 1997. Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. J. Armesto, C. Villagrán, M. Arroyo (Eds.), *Ecología de los bosques nativos de Chil*, Editorial Universitaria, Santiago, pp. 153–168
79. Scheffran J, E. Marmer, P. Sow. 2012. Migration as a contribution to resilience and innovation in climate adaptation: social networks and co-development in Northwest Africa original research article *Applied Geography*, 33, pp. 119–127
80. Schmalz B, M. Kruse, J. Kiesel, F. Müller, N. Fohrer. 2016. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins—Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results, *Ecological Indicators*, Volume 71, Pages 55-65, ISSN 1470-160
81. Schröter, M.; Remme, R.P. & L. Hein 2012. How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? *Ecological Indicators* 23, 220-221.
82. Schulz JJ, L Cayuela, C Echeverria, J Salas, JM Rey Benayas. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography* 30:436-447.
83. Stürck J, Ate Poortinga, Peter H. Verburg. 2014. Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe, *Ecological Indicators*, Volume 38, Pages 198-211.
84. Swetnam, R.D.; Fisher, B.; Mbilinyi, B.P.; Munishi, P.K.T.; Willcock, S.; Ricketts, T.; Mwakalila, S.; Balmford, A.; Burgess, N.D.; Marshall, A.R. & S.L. Lewis 2010.

- Mapping socio-economic scenarios of land cover change: a GIS method to enable ecosystem service modelling. *Journal of Environmental Management* 92(3), 563-74.
85. Syrbe R, U. Walz. 2012. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services. Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics *Ecol. Indic.*, 21, pp. 80–88
 86. te Linde A, P. Bubeck, J.E.C. Dekkers, H. de Moel, J.C.J.H. Aerts Future flood risk estimates along the river Rhine *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 11 (2011), pp. 459–473
 87. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*.
 88. Turner B, A.C. Janetos, P.H. Verburg, A.T. Murray. 2013. Land system architecture: using land systems to adapt and mitigate global environmental change *Global Environ. Change*, 23, pp. 395–397
 89. United Nations Environment Program UNEP. 2010. *Development and scientific progress in our changing environment*. Division of Evaluation and Early Warning ONU, Nairobi 00100, Kenya
 90. U.S. Army Corps of Engineers, Honolulu District USACE, City and County of Honolulu, Department of Environmental Services ENV. 2008. *Model Selection and Recommendation Report for Central Oahu Watershed Study*. Prepared by: PB Americas, Inc. Honolulu, HI and Northwest Hydraulic Consultants, Inc. Seattle, WA
 91. van Berkel D, P.H. Verburg. 2011. Sensitising rural policy: assessing spatial variation in rural development options for Europe *Land Use Policy*, 28, pp. 447–459

92. Venables WN, DM Smith y RC Team. 2013. An Introduction to R. Notes on R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics.
93. Vicente-Serrano S, Santiago Beguería, Luis Gimeno, Lars Eklundh, Gregory Giuliani, Derek Weston, Ahmed El Kenawy, Juan I. López-Moreno, Raquel Nieto, Tenalem Ayenew, Diawoye Konte, Jonas Ardö, Geoffrey G.S. Pegram. 2012. Challenges for drought mitigation in Africa: The potential use of geospatial data and drought information systems, *Applied Geography*, Volume 34, Pages 471-486
94. Wen, Y., and S. Liu. 1995. Quantitative analysis of the characteristics of rainfall interception of main forest ecosystems in China. *Scientia Silvae Sincae* 31(4):289–298.
95. Wiggering and Müller. 2004. *Umweltziele und Indikatoren* H. Wiggering, F. Müller (Eds.)Springer, Berlin/Heidelberg/New York 2004 p. 670
96. Wilhite D, M.D. Svoboda. 2000. Drought early warning systems in the context of drought preparedness and mitigation Early warning systems for drought preparedness and drought management, World Meteorological Organization, pp. 1–21
97. Wood, D.; Fels, J. & John Krygier 2010. *Rethinking the Power of Maps*. Guilford Pubn.
98. Xu, S. 1988. Theoretical analysis of forest–hydroresource system. *Journal of Natural Resources* 3(4):335–347
99. Yira Y, B. Diekkrüger, G. Steup, A.Y. Bossa. 2016. Modeling land use change impacts on water resources in a tropical West African catchment (Dano, Burkina Faso), *Journal of Hydrology*, Volume 537, Pages 187-19

DISCUSIÓN GENERAL

Los resultados del presente estudio confirman la gran importancia que tienen los bosques en cuanto concierne a la oferta de servicios de regulación hídrica. En efecto, Merlo y Rojas Briales (2000) afirman que en áreas cordilleranas, la protección de los bosques contra los riesgos naturales, por exceso de precipitaciones, es considerada como el servicio ecosistémico de regulación más importante desde un punto de vista tanto económico como ecológico (Rodríguez et al. 2016). Por su parte Esse y colaboradores (2014) reportan existe una estrecha relación entre el bosque nativo y la producción de agua. Dicha relación ha sido ampliamente discutida a partir de los escritos originales de Albert (1906) y en investigaciones actuales (Oyarzún et al. 2005, Sherrouse et al. 2011) que dan cuenta del valor del bosque nativo como un ecosistema que mantiene y regula los flujos hidrológicos. Por consiguiente, la baja disponibilidad de superficie de bosque nativo reduce la oferta potencial del SEMFL, mostrando como principal responsable de la reducción de esta cobertura, al proceso de sustitución por plantaciones forestales.

El indicador desarrollado en este estudio muestra comportamiento adecuado en la relación espacial - temporal las trayectorias del CCUS con la variación de la oferta potencial del SEMFL, pero pierde la representatividad de la respuesta hidrológica de las cuencas al momento de normalizar los datos, esto es posible observarlo al comparar los mapas de los escenarios de precipitaciones con el mapa del indicador de oferta potencial del SEMFL donde es posible apreciar un patrón espacial menos crítico que el obtenido bajo el escenario de déficit de precipitaciones. Un resultado similar es reportado por Schmalz y colaboradores (2016), quienes evaluaron los efectos espaciales y estacionales sobre los servicios de regulación basados en resultados de modelos hidrológicos, señalando que los indicadores que desarrollaron mostraron una buena correlación entre la variación espacial y temporal con el cambio en la respuesta hídrica, pero perdieron alguna información hidrológica después de la transformación al utilizar una escala 1-5. Pese a esto, este estudio es un enfoque razonable para proporcionar patrones espacio-temporales de las diferentes cuencas del área de estudio, información que puede ser utilizada para una mayor discusión y planificación de la gestión del territorio. La ventaja de utilizar una escala relativa es que ayuda a traducir la

Información detallada de la modelación a datos que entregan una información legible por otras disciplinas que trabajen en la evaluación servicios ecosistémicos y facilitando la comunicación interdisciplinaria. Por lo tanto, el uso de indicadores de oferta de servicio ecosistémicos genera detalles importantes para la toma de decisiones, la implementación de políticas y la gestión del territorio.



CONCLUSIÓN GENERAL

La presente investigación ha sido exitosa en generar información relevante para la toma de decisiones y manejo a escala de paisaje mediante un enfoque de modelamiento espacialmente explícito. El estudio identificó los procesos de cambios en la cobertura y el uso del suelo, y sus efectos sobre el servicio ecosistémico de mediación de flujos líquidos, a través de un indicador de oferta potencial de éste.

Este estudio muestra que el uso de indicadores para evaluación de servicios ecosistémicos hídricos de regulación, es una herramienta práctica al momento de priorizar esfuerzos por mejorar atributos ecológicos para mantener o recuperar la oferta de estos servicios, simplificando el trabajo en la planificación territorial y la toma de decisiones.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS GENERALES

1. Aguayo M, A Pauchard, G Azócar, O Parra. (2009). Cambio de uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena De Historia Natural* 82:361-374.
2. Albert F. (1906). Los servicios de aguas y bosques. Santiago, Chile. Sección de Aguas y Bosques del Ministerio de Industria. 41 p.
3. Albert C, Aletta Bonn, Benjamin Burkhard, Sabrina Daube, Katharina Dietrich, Barbara Engels, Jakob Frommer, Martin Götzl, Adrienne Grêt-Regamey, Beate Job-Hoben, Thomas Koellner, Stefan Marzelli, Christoph Moning, Felix Müller, Sven-Erik Rabe, Irene Ring, Elisabeth Schwaiger, Burkhard Schweppe-Kraft, Henry Wüstemann. (2016). Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. *Ecological Indicators*, (61), pp. 38-48.
4. Alkemade, R.; Burkhard, B.; Crossman, N.; Nedkov, S. & K. Petz (Eds.). (2014). Quantifying ecosystem services and indicators for science, policy and practice. Special Issue. *Ecological Indicators* 37, 161-266
5. Arjen Y. Hoekstra. (2016). A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA, *Ecological Indicators*, Volume 66, Pages 564-573
6. Baillie J, C Hilton-Taylor y S Stuart. (2004). IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. *Gland (Switzerland): IUCN*.
7. Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, He JS, Nakashizuka T, Raffaelli D, Schmid B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146-1156.

8. Bandyopadhyay S, S. Kanji, L. Wang. (2012). The impact of rainfall and temperature variation on diarrheal prevalence in Sub-Saharan Africa *Applied Geography*, 33, pp. 63–72
9. Barredo J. (2007). Major flood disasters in Europe: 1950–2005 *Nat. Hazards*, 42, pp. 125–148
10. Bastian O, K. Grunewald, R.U. Syrbe. (2012). Space and time aspects of ecosystem services, using the example of the EU Water Framework Directive *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manage.*, 8, pp. 5–16
11. Brauman K, G.C. Daily, T.K. Duarte, H.A. Mooney. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrological services *Annual Review of Environment and Resources*, 32, pp. 6.1–6.32
12. Burkhard B, F. Kroll, S. Nedkov, F. Müller. (2012). Mapping ecosystem service supply demand and budgets *Ecol. Indic.*, 21, pp. 17–29
13. Ciscar J, A. Iglesias, L. Feyen, L. Szabó, D. Van Regemorter, B. Amelung, R. Nicholls, P. Watkiss, O.B. Christensen, R. Dankers, L. Garrote, C.M. Goodess, A. Hunt, A. Moreno, J. Richards, A. Soria. (2011). Physical and economic consequences of climate change in Europe *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 108, pp. 2678–2683
14. Crossman, N.D.; Burkhard, B.; Nedkov, S.; Willemen, L.; Petz, K.; Palomo, I.; Drakou, E.G.; Martín-Lopez, B.; McPhearson, T.; Boyanova, K.; Alkemade, R.; Egoh, B.; Dunbar, M. & J. Maes (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services* 4: 4-14.
15. Daily G. (1997). *Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, DC.

16. De Fries R, J.R. Townshend, S.O. Los. (1997). Scaling land cover heterogeneity for global atmosphere-biosphere models D.A. Quattrocchi, M.F. Goodchild (Eds.), *Scale in Remote Sensing and GIS*, CRC Press, Lewis Publishers, New York, NY, USA, pp. 231–246
17. De Fries R, Bounoua L. (2004). Consequences of land use change for ecosystem services: A future unlike the past. *Geo Journal* 61:345–351.
18. Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara y A Newton. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130 (4), 481-494.
19. Echeverría C, T Kitzberger, R Rivera, R Manson, R Vaca, L Cristobal, G Machuca, D Gonzalez, R Fuentes. (2011). Assessing fragmentation and degradation of dryland forest ecosystems. In Newton A, N Tejedor eds. *Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America*. Gland, Switzerland. IUCN. p. 65-102.
20. Echeverría C, A Newton, L Nahuelhual, D Coomes y JM Rey-Benayas. (2012). How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32 (2), 822-831.
21. Elozegi A, J. Díez, M. Mutz. (2010). Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems *Hydrobiologia*, 657, pp. 199–215
22. European Environment Agency EEA. (2010). *Mapping the Impacts of Natural Hazards and Technological Accidents in Europe* Publications Office of the European Union, Luxembourg

23. Esse, Carlos, Valdivia, Paulo, Encina-Montoya, Francisco, Aguayo, Carlos, Guerrero, Marcela, & Figueroa, David. (2014). Modelo de análisis espacial multicriterio (AEMC) para el mapeo de servicios ecosistémicos en cuencas forestales del sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(3), 289-299
24. Figuepron J, Garcia S, Stenger A. (2013). Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management*, 126, 113-121.
25. Foley J, De Fries R, Asner G, Barford C, Bonan G, Carpenter S, Chapin F, Coe M, Daily G, Gibb H, Helkowski J, Holloway T, Howard E, Kucharik C, Monfreda C, Patz J, Prentice I, Ramankutty N, Snyder P. (2005). Global consequences of land use, *Science*, 309, 570–574.
26. Frei C, R. Schöll, S. Fukutome, J. Schmidli, P.L. Vidale. (2006). Future change of precipitation extremes in Europe: intercomparison of scenarios from regional climate models *J. Geophys. Res.*, 111, p. D06105
27. Fu, B. J., Chen, L. D., Ma, K. M., & Wang, Y. L. (2001). Principles and applications of landscape ecology [in Chinese]. Beijing, China: Science press
28. Guo Z, Xiao X, Li D. (2000). An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecol Appl* 10 (3):925–936
29. Haines-Yong R, M. Potschin, F. Kienast. (2012). Indicators of ecosystem service potential at European scales. Mapping marginal changes and trade-offs *Ecol. Indic.*, 21, pp. 39–53
30. Haines-Young, R. and M. Potschin. (2013). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

31. Heal, G. (2000). Valuing ecosystem services. *Ecosystems* 3: 24-30.
32. Hewlett, J. D. (1982). *Principles of forest hydrology*. University of Georgia Press, Athens, Georgia, USA.
33. Hewlett J, A.R. Hibbert. (1967). Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid áreas W.E. Sopper, H.W. Lull (Eds.), *Forest Hydrology*, Pergamon Press, New York, pp. 275–290
34. Houghton R, J.L. Hackler, K.T. Lawrence. (1999). The U.S. carbon budget: contributions from land-use change *Science*, 285. pp. 575–578
35. Jaramillo A. (2014). Modeling the ecosystem service of wáter supply and flow regulation (WSFR) under different land use scenarios: A case study in southern Chile. Tesis de Magister. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. Dirección de Postgrado. Valdivia, Chile.
36. Jackson R, E.G. Jobbágy, M.D. Noretto. (2009). Ecohydrology in a human-dominated landscape *Ecohydrology*, 2, pp. 383–389
37. Jongman B, P.J. Ward, J.C.J.H. Aerts. (2012). Global exposure to river and coastal flooding: long term trends and changes *Global Environ. Change*, 22, pp. 823–835
38. Kreuter U, Harris H, Matlock M, Lacey R. (2001). Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas. *Ecological Economics* 39, 333– 346.
39. Kundzewicz Z., M. Radziejewski, I. Piskwar. (2006), Precipitation extremes in the changing climate of Europe *Clim. Res.*, 31, pp. 51–5

40. Lara A, Little C, Urrutia R, McPhee J, Álvarez- Garretón C, Oyarzún C, Soto D, Donoso P, Nahuelhual L, Pino M, Arismendi I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258, 415-424.
41. Le Maitre D, Kotzee I, O'Farrel P. (2014). Impacts of land-cover change on the water flow regulation ecosystem service: Invasive alien plants, fire and their policy implications. *Land Use Policy* 16:171-181.
42. Li R, Dong M, Cui J, Zhang L, Cui Q, He W. (2007). Quantification of the impact of land-use changes on ecosystem services: a case study in Pingbian County, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 128:503-510.
43. Liqueste C, G. Zulian, I. Delgado, A. Stips, J. Maes. (2013). Assessment of coastal protection as an ecosystem service in Europe *Ecol. Indic.*, 30, pp. 205–217
44. Liqueste C, Stefan Kleeschulte, Gorm Dige, Joachim Maes, Bruna Grizzetti, Branislav Olah, Grazia Zulian. (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study, *Environmental Science & Policy*, Volume 54, Pages 268-280
45. Little C, Lara A, McPhee J, Urrutia R. (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374, 162-170.
46. Luvall, 1997 J.C. Luvall. (1997). The use of remotely sensed surface temperatures from an aircraft-based thermal infrared multispectral scanner (TIMS) to estimate the spatial and temporal variability of latent heat fluxes and thermal response numbers from a white pine (*Pinus strobus* L.) plantation D.A. Quattrocchi, M.F. Goodchild (Eds.), *Scale in Remote Sensing and GIS*, CRC Press, Lewis Publishers, New York, NY, USA, pp. 169–185

47. Lytle D, N.L. Poff. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecol. Evol.*, 19, pp. 94–100
48. Mace G, H Masundire, J Baillie, T Ricketts y T Brooks. (2005). Biodiversity. In: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Conditions and Trends Working Group*. Washington (D. C.). *Island Press*, 77-122.
49. Maes J, M.L. Paracchini, G. Zulian. (2011). A European assessment of the provision of ecosystem services – towards an atlas of ecosystem services. JRC Scientific and Technical Reports European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability
50. McAllister, J.F. Craig, N. Davidson, S. Delany, M. Seddon. (2001). Biodiversity Impacts of Large Dams IUCN (The World Conservation Union)/UNEP (United Nations Environment Programme)/WCD (World Commission on Dams)
51. McGrath D, Smith K, Oliveira F. (2001). Effects of Land-Use Change on Soil Nutrient Dynamics in Amazônia. *Ecosystems*, Springer 4:625 – 645.
52. Merlo M, E Rojas Briales. (2000). Public goods and externalities linked to Mediterranean forests: economic nature and policy. *Land Use Policy* 17(3):197-208.
53. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being*. (2005). Biodiversity Synthesis. Washington, DC: World Resources Institute 82
54. Munich Re. (1997). *Flooding and Insurance* Munich Reinsurance Company, Munich

55. Nahuelhual L, A Carmona, A Lara, C Echeverría, ME González. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107:12-20.
56. Newton AC, N Tejedor. (2011). *Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America*. Gland, Switzerland. IUCN. 383 p.
57. Noest, V. (1994). A hydrology–vegetation interaction model for predicting the occurrence of plant species in dune slacks. *Journal of Environmental Management* 40:119– 128
58. Ojea E, J. Martin-Ortega, A. Chaibai. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case for forest water services *Environmental Science and Policy*, 19/20, pp. 1–1
59. Oyarzún C, L Nahuelhual, D Núñez. (2005). Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica. *Revista Ambiente y Desarrollo* 20(3)-21(1): 88-95.
60. Peng J, Wang Y, Wu J, Yue J, Zhang Y, Li W. (2006). Ecological effects associated with land-use change in China's southwest agricultural landscape. *The International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 13 (4), 315–325.
61. Portela R, Rademacher L. (2001). A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. *Ecological Modelling* 143: 115-146.
62. Reid R, R.L. Kruska, N. Muthui, A. Taye, S. Wotton, C.J. Wilson. (2000). Land-use and land-cover dynamics in response to changes in climatic, biological and socio-political forces: the case of southwestern Ethiopia *Landscape Ecology*, 15 pp. 339–355

63. Rodríguez García, Laura, Curetti, Giorgio, Garegnani, Giulia, Grilli, Gianluca, Pastorella, Fabio, & Paletto, Alessandro. (2016). La valoración de los servicios ecosistémicos en los ecosistemas forestales: un caso de estudio en Los Alpes Italianos. *Bosque (Valdivia)*, 37(1), 41-52.
64. Schirpke U, Leitinger G, Tasser E, Schermer M, Steinbacher M, Tappeiner U. (2013). Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 9(2): 123-135.
65. Schmalz B, M. Kruse, J. Kiesel, F. Müller, N. Fohrer. (2016). Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins—Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results, *Ecological Indicators*, Volume 71, Pages 55-65, ISSN 1470-160
66. Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Araujo MB, Arnell NW, Bondeau A, Bugmann H, Carter TR, Gracia CA, de la Vega-Leinert AC, Erhard M, Ewert F, Glendining M, House JI, Kankaanpaa S, Klein RJT, Lavorel S, Lindner M, Metzger MJ, Meyer J, Mitchell TD, Reginster I, Rounsevell M, Sabat S, Sitch S, Smith B, Smith J, Smith P, Sykes MT, Thonicke K, Thuiller W, Tuck G, Zaehle S, Zierl B. (2005). Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310 (5752): 1333-1337.
67. Schulz JJ, L Cayuela, C Echeverria, J Salas, JM Rey Benayas. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975-2008). *Applied Geography* 30:436-447.

68. Stürck J, Ate Poortinga, Peter H. Verburg. (2014). Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe, *Ecological Indicators*, Volume 38, Pages 198-211.
69. Syrbe R, U. Walz. (2012). Spatial indicators for the assessment of ecosystem services. Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics *Ecol. Indic.*, 21, pp. 80–88
70. te Linde A, P. Bubeck, J.E.C. Dekkers, H. de Moel, J.C.J.H. Aerts. (2011). Future flood risk estimates along the river Rhine *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 11, pp. 459–473
71. Thanapakpawin P, J Richey, D Thomas, S Rodda, B Campbell y M Logsdon. (2006). Effects of landuse change on the hydrologic regime of the Mae Chaem river basin, NW Thailand. *Journal of Hydrology*, 334 (1-2), 215-230.
72. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*.
73. Turner B, A.C. Janetos, P.H. Verburg, A.T. Murray. (2013). Land system architecture: using land systems to adapt and mitigate global environmental change *Global Environ. Change*, 23, pp. 395–397
74. van Berkel D, P.H. Verburg. (2011). Sensitising rural policy: assessing spatial variation in rural development options for Europe *Land Use Policy*, 28, pp. 447–459
75. Vitousek P, J Aber, R Howarth, G Likens, P Matson, Schindler D. (1997). Technical report: Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7(3):737-750.

76. Wang Z, Zhang B, Zhang S, Li Z, Liu Y, Song K. (2006). Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112, 69–91
77. Wen, Y., and S. Liu. (1995). Quantitative analysis of the characteristics of rainfall interception of main forest ecosystems in China. *Scientia Silvae Sincae* 31(4):289–298.
78. Wijesekara G, A. Gupta, C. Valeo, J.-G. Hasbani, Y. Qiao, P. Delaney, D.J. Marceau. (2012). Assessing the impact of future land-use changes on hydrological processes in the Elbow River watershed in southern Alberta, Canada *J. Hydrol.*, 412–413, pp. 220–232
79. Wu, J., & Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Land-scape Ecology*, 17, 355–365.
80. Xu, S. (1988). Theoretical analysis of forest–hydroresource system. *Journal of Natural Resources* 3(4):335–347
81. Yira Y, B. Diekkrüger, G. Steup, A.Y. Bossa. (2016). Modeling land use change impacts on water resources in a tropical West African catchment (Dano, Burkina Faso), *Journal of Hydrology*, Volume 537, Pages 187-199,
82. Zhang C, Takase K, Oue H, Ebisu N, Yan H. (2013). Effects of land use change on hydrological cycle from forest to upland field in a catchment, Japan. *Frontiers of Structural and Civil Engineering*, Springer 7:456 – 465
83. Zhao B, Kreuter U, Li B, Ma Z, Chen J, Nakagoshi N. (2004). An ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy* 21: 139–148.

Tabla Anexo. Clasificación CICES (2011). Fuente: Haines-Young y Potschin (2012).

TEMA	CLASES DE SERVICIO	GRUPO DE SERVICIO	TIPO DE SERVICIO	SUBTIPO	EJEMPLO E INDICADOR DE BENEFICIOS	
Provisión	Nutrición	Plantas y animales terrestres	Cultivo comercial	Ej. Por cultivos	Cereales, vegetales, viñas, etc	
			Cultivo de Subsistencia	Ej. Por cultivos	Cereales, vegetales, viñas, etc	
			Producción animal comercial	Ej. Por animal	Ovejas, ganado para carne y productos lácteos	
			Producción animal de subsistencia	Ej. Por animal	Ovejas, ganado para carne y productos lácteos	
			Cosecha de plantas silvestres y animales para alimentación	Ej. Por recurso	Berries, hongos, etc.	
		Plantas y animales de agua dulce	Pesca comercial (Rural)	Ej. Por pesca	Por especie	
			Pesca de subsistencia	Ej. Por pesca	Por especie	
			Acuicultura	Ej. Por pesca	Por especie	
			Cosecha de plantas de agua dulce para alimento	Ej. Por recurso	Berros de agua	
		Plantas y animales marinos	Pesca comercial (Rural)	Ej. Por pesca	Incluye crustáceos	
			Pesca de subsistencia	Ej. Por pesca	Incluye crustáceos	
			Acuicultura	Ej. Por pesca	Incluye crustáceos	
			Cosecha de plantas marinas para alimento	Ej. Por recurso	Algas	
		Agua potable	Almacenamiento de agua	Ej. Por característica	Manantial, pozo, río, embalse, lago	
			Purificación de agua	Ej. Por Hábitat	Humedal	
		Materiales	Materiales	Fibras de plantas no comestibles	Ej. Por recurso	Madera, paja, lino

TEMA	CLASES DE SERVICIO	GRUPO DE SERVICIO	TIPO DE SERVICIO	SUBTIPO	EJEMPLO E INDICADOR DE BENEFICIOS
		bióticos	Fibras animales no comestibles	Ej. Por recurso	Piel, hueso, etc., guano
			Recursos ornamentales	Ej. Por recurso	Bulbos, cortar flores, conchas, huesos y plumas etc. (¿piedras? ¿Gemas?)
			Recursos genéticos	Ej. Por recurso	Especies silvestres utilizadas en programas de mejoramiento
			Recursos medicinales	Ej. Por recurso	Actividades de bioprospección
		Materiales abióticos	Recursos minerales		Sal, áridos, etc. (exclusión de los activos del subsuelo)
	Energía	Biocombustibles renovables	Recursos en base a plantas	Ej. Por recurso	Combustibles de madera, cultivos energéticos, etc.
			Recursos en base a animales	Ej. Por recurso	Estiércol, grasa, aceites
		Energía renovable abiótica	Viento	Ej. Por recurso	
			Hídrico	Ej. Por recurso	
			Solar	Ej. Por recurso	
			Marea	Ej. Por recurso	
			Termal	Ej. Por recurso	

Tabla Anexo. Clasificación CICES (2011). Fuente: Haines-Young y Potschin (2012). (Continuación).

TEMA	CLASES DE SERVICIO	GRUPO DE SERVICIO	TIPO DE SERVICIO	SUBTIPO	EJEMPLO E INDICADOR DE BENEFICIOS
Regulación y mantenimiento	Regulación de residuos	Bioremediación	Remediación usando plantas	Ej. por método	Fitoaccumulation, fitodegradación, fitoestabilización, rizodegradación
			Remediación usando microorganismos	Ej. por método	In situ (bioremediación) Ex situ (compostaje), bioreactores
		Dilución y secuestro	Dilución	Ej. por método	Tratamiento de aguas residuales
			Filtración	Ej. por método	Filtración de partículas y aerosoles
			Secuestro y absorción	Ej. por método	Secuestro de nutrientes en sedimentos orgánicos, remoción de olores
		Regulación de flujos	Regulación del flujo de aire	Cortavientos, cinturones protectores	Ej. por proceso
	Ventilación			Ej. por proceso	
	Regulación del flujo de agua		Atenuación de las tasas de escorrentía y de descarga	Ej. por proceso	Bosques, humedales y su impacto en la tasa de descarga
			Almacenamiento de agua	Ej. por proceso	Irrigación de agua
			Sedimentación	Ej. por proceso	Navegación
			Atenuación de la energía de las olas	Ej. por proceso	Manglares
	Regulación del flujo de masa		Protección de la erosión	Ej. por proceso	Humedales reduciendo la descarga máxima
			Protección de avalanchas	Ej. por proceso	Estabilización de flujos de lodo, protección contra la erosión [reducción]
	Regulación del	Regulación atmosférica	Regulación global del clima (incluyendo secuestro de C)	Ej. por proceso	Composición de la atmósfera, el ciclo hidrológico

TEMA	CLASES DE SERVICIO	GRUPO DE SERVICIO	TIPO DE SERVICIO	SUBTIPO	EJEMPLO E INDICADOR DE BENEFICIOS
	ambiente físico		Regulación local y regional del clima	Ej. por proceso	Modificación de la temperatura, humedad, etc .; mantenimiento de precipitación regional
		Regulación del ambiente físico	Regulación de la calidad del agua	Purificación y oxigenación de agua	Ej. por proceso
	Enfriamiento por agua			Ej. por proceso	Para producción de energía
	Pedogénesis y regulación de la calidad del suelo		Mantenimiento de la fertilidad del suelo	Ej. por proceso	Coberturas verdes; plantas fijadoras de N
			Mantenimiento de la estructura del suelo	Ej. por proceso	Actividad de los organismos del suelo
	Regulación del ambiente biótico	Mantenimiento de ciclo de vida y protección de hábitat	Polinización	Ej. por proceso	Por plantas y animales
			Dispersión de semillas	Ej. por proceso	Por plantas y animales
		Control de plagas y enfermedades	Mecanismos de control biológico	Ej. por proceso	Por plantas y animales, control de patógenos
		Protección del pool genético	Mantenimiento de las poblaciones de vivero	Ej. por proceso	Refugios, hábitat

Tabla Anexo. Clasificación CICES (2011). Fuente: Haines-Young y Potschin (2012). (Continuación).

TEMA	CLASES DE SERVICIO	GRUPO DE SERVICIO	TIPO DE SERVICIO	SUBTIPO	EJEMPLO E INDICADOR DE BENEFICIOS
Cultural	Simbólico	Estética, Patrimonio	Carácter del paisaje	Ej. por recurso	Las áreas de excepcional belleza natural
			Paisajes culturales	Ej. por recurso	El sentido del lugar
		Espiritual	Vidal silvestre y naturaleza	Ej. por recurso	Tranquilidad, aislamiento
			Lugares o especies sagradas	Ej. por recurso	Cementerios de bosques, cielo, paraíso
	Intelectual y experiencial	Recreación y actividades en comunidad	Fauna o hábitats icónicos o carismáticos	Ej. por recurso	Avistamiento de aves o ballenas, conservación, voluntariado
			Presa para la caza o la recolección	Ej. por recurso	Pesca deportiva, tiro, pertenencia a grupos y organizaciones ambientales
		Información y conocimiento	Científico	Ej. por recurso	Registro de polen, ficha anillos de los árboles, los patrones genéticos
			Educacional	Ej. por recurso	Materias para programas de vida silvestre y libros etc.