

MANEJO RESILIENTE DE CUENCAS FORESTALES DE CHILE: LA CUENCA DE CAYUCUPIL (CAÑETE) COMO CASO DE ESTUDIO.

RESILIENT MANAGEMENT OF FORESTRY WATERSHEDS OF CHILE: THE CAYUCUPIL (CAÑETE) WATERSHED AS CASE STUDY.

David Quiñones², Jaime Caro², Víctor H. Marín², Luisa E. Delgado^{1,2*}

¹ Fundación CTF, Padre Mariano 391 Oficina 704, Providencia, Santiago, Chile.

² Laboratorio de Modelación Ecológica, Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

* Autora de correspondencia. Email: ldelgado@ctf.cl

Resumen

La intervención humana ha transformado ecosistemas históricos en praderas agrícolas y plantaciones forestales. En este artículo analizamos la cuenca de Cayucupil (Cañete) para conocer su estado ecológico y servicios ecosistémicos. Su estructura fue analizada usando imágenes Landsat (1986-2016). Los cambios sociales se analizaron por medio de una reconstrucción histórica basada en documentos y entrevista a actores clave. La cobertura de la cuenca actualmente es 43% plantaciones forestales, 27% bosque nativo, 22% suelo degradado y 8% praderas. Aun cuando su estructura antropogénica tiene ya 140 años, las valoraciones de los servicios ecosistémicos apuntan al bosque nativo como el más importante, caracterizando las plantaciones forestales con efectos negativos. Sobre esta base proponemos un modelo de manejo forestal resiliente para la cuenca.

Abstract

Human intervention has transformed historical ecosystems into agriculture prairies and forestry plantations. In this article, we analyze the Cayucupil (Cañete) watershed to know its ecological state and ecosystem services. Its structure was analyzed using Landsat (1986-2016) images. Social changes were analyzed by means of historical reconstruction based on documents and interviews to key social actors. Watershed coverage is currently 43% forestry plantations, 27% native forest, 22% degraded soil and 8% prairies. Although its anthropogenic structure is 140-year old, the most valued ecosystem services come from native forest, characterizing forestry plantations as negative. Based on this, we propose a resilient forestry management model for the watershed.

PALABRAS CLAVE: nuevos ecosistemas, servicios ecosistémicos, NDVI, DPSIR, modelos conceptuales.

Introducción

Ecosistemas históricos, nuevos ecosistemas y sistemas socio-ecológicos. Los ecosistemas forestales representan un 17% del territorio chileno (CONAF, 2011). La sustitución del bosque nativo por terrenos forestales parece haberse intensificado desde 1974 debido a la promulgación de la Ley de Fomento Forestal (DL 701; CONAF, 2016). Sin embargo, la deforestación y disminución de la cobertura de bosque nativo empiezan mucho antes, propiciados por diversas presiones socio-económicas y por el modelo de desarrollo económico adoptado en Chile, basado en la exportación de recursos naturales (Rossenblitt y Nazer, 2005). La teoría ecológica, especialmente en lo referido a conservación de biodiversidad, clásicamente se ha centrado en ecosistemas históricos (en el sentido de Hobbs *et al.*, 2013). De hecho, la tendencia más frecuente en ecología es estudiar la pérdida, fragmentación o sustitución de ecosistemas históricos (e. g. bosque nativo) en relación a la biodiversidad que estos sostienen (Bustamante y Grez, 1995; Bustamante *et al.*, 2005). Sin embargo, el concepto de ecosistemas nuevos (del inglés “novel ecosystems”) podría cambiar esta tendencia (Hobbs *et al.*, 2009).

Ecosistemas nuevos son aquellos que poseen especies no-históricas que aparecen debido a cambios ambientales antropogénicos, cambios en el uso del suelo, llegada de especies invasoras o una combinación de estos tres procesos (Hallet *et al.*, 2013). Estos ecosistemas (e. g. sistemas de producción forestal) pueden servir para propósitos de conservación ya sea manteniendo la biodiversidad de especies o generando servicios ecosistémicos (Moreira-Arce *et al.*, 2015; Delgado & Marín, 2016).

Desde esta perspectiva dichos ecosistemas se transforman en sistemas socio-ecológicos. El concepto de sistema socio-ecológico, o socio-ecosistema, incorpora a las personas en la naturaleza, mediante el proceso de co-evolución; donde el subsistema social y el subsistema ecológico se han ido moldeando a través del tiempo por medio de políticas de desarrollo y prácticas productivas, adaptándose conjuntamente, convirtiéndose en un sistema integrado humanos-naturaleza (Holling, 2001; Anderies *et al.*, 2004).

Un tema relevante y poco estudiado en Chile es la disminución de los servicios ecosistémicos, tanto en ecosistemas históricos como nuevos y sus efectos en la calidad de vida y bienestar de las personas (De la Barrera *et al.*, 2015). Altieri *et al.* (1999) mencionan que los ecosistemas nuevos han reemplazado a los ecosistemas históricos y que en algunos casos pueden ser un buen ejemplo de sistemas socio-ecológicos en lo que se refiere a la provisión de servicios ecosistémicos. En otros países existen ejemplos de prácticas de producción que representan una co-evolución armoniosa de la cultura y la naturaleza, como son los agroecosistemas tradicionales (Francis *et al.*, 2003). No obstante, ecosistemas nuevos tales como los sistemas forestales pueden también ser vistos como generadores de impactos negativos, entre los que se encuentran la disminución de la biodiversidad, utilización exhaustiva de agua y erosión y empobrecimiento del suelo (Estades; 1994; Donoso, 2009; Frene y Nuñez, 2010). Sin embargo, ello se podría minimizar por medio de la implementación de prácticas productivas sustentables (FAO, 2016). Una base para el desarrollo de estas prácticas es estudiar la relación entre la

estructura y composición de las cuencas como ecosistemas nuevos (e. g. terrenos forestales) y el bienestar humano derivado de los servicios que proveen a las poblaciones locales. En este artículo presentamos y discutimos el estado ecológico actual de la cuenca de Cayucupil (Cañete, Región del Biobío) como caso de estudio, identificando las presiones o conductores de cambio histórico por medio de la aplicación de un modelo conceptual (DPSIR) y los servicios ecosistémicos que usa la población local como bases para la propuesta de una estrategia de desarrollo.

El modelo DPSIR. El análisis de las relaciones sociedad-naturaleza ha sido ampliamente influenciado por perspectivas basadas en la sustentabilidad de los sistemas socio-ecológicos; donde la preocupación principal es la funcionalidad de los ecosistemas y la potencialidad de estos para proveer servicios para el bienestar humano (Ostrom, 2009). Desde que fue utilizado por primera vez en el Informe Brutland del año 1987, el concepto de desarrollo sustentable ha alcanzado una importancia creciente en las estrategias de desarrollo de los territorios. La aplicación de

políticas de sustentabilidad en el desarrollo de un municipio, una región o una nación requiere de la identificación de las relaciones de causalidad entre los diferentes factores que la condicionan: económicos, sociales y ecológicos. Una forma de estudiar estas relaciones es por medio del modelo DPSIR (del inglés, *drivers (D)-pressures (P)-state (S)-impacts (I)-responses (R)*), desarrollado por la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 1999). La **Figura 1** muestra las relaciones casuales en este modelo. El modelo establece que las actividades humanas ejercen una presión sobre el medio ambiente, el cual experimenta cambios en su estado. Ante estos cambios, la sociedad actúa social (movimientos sociales) y/o institucionalmente proponiendo programas y políticas ambientales que mitiguen o reduzcan las presiones humanas sobre el medio ambiente (Ibañez, 2014). En este artículo aplicamos este modelo por medio de la construcción de una línea de tiempo con el propósito de identificar las presiones sociales y políticas sobre la cuenca de Cayucupil y su influencia en el estado actual del sistema socio-ecológico.

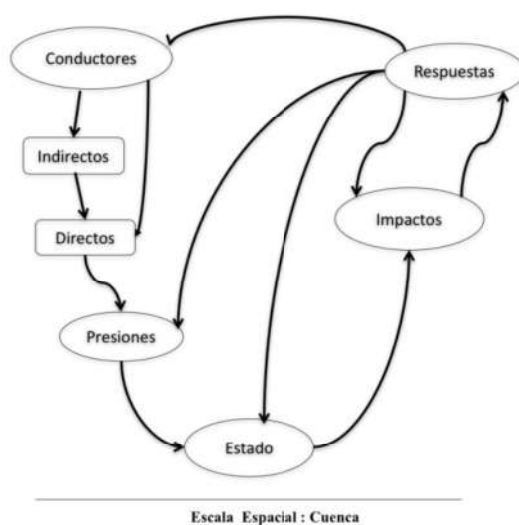


Figura 1. Estructura conceptual del modelo DPSIR (Drivers, Pressures, State, Impacts, Responses) generado por la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA, 1999). En el esquema, **Drivers** = Conductores de cambio indirectos y directos, **Pressures** = presiones, **State** = estado, **Impacts** = impactos y **Responses** = respuestas.

Servicios ecosistémicos. Se entiende por *servicios ecosistémicos* (SE) a "los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas" (MEA 2005). Este concepto engloba las interacciones hombre-naturaleza, así como su dependencia en la mantención de economías locales y nacionales, siendo de utilidad para evidenciar la sustentabilidad del paisaje, definida como la capacidad de proveer estos servicios a largo plazo (De la Barrera *et al.*, 2015). El concepto de servicios ecosistémicos, según De Groot *et al.* (2010), se remonta al menos a la década de 1970; sin embargo, su uso creció de manera exponencial en el 2005 (Delgado y Marín, 2015). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) distingue cuatro tipos de servicio: aprovisionamiento, regulación, culturales y de apoyo. Sin embargo, para Balvanera (2012), sólo los tres primeros se relacionan directamente con el bienestar humano. Quijas *et al.* (2010), mencionan que los servicios ecosistémicos son componentes de los ecosistemas y que son directamente consumidos, gozados o que contribuyen, a través de interacciones con otros componentes, a las condiciones del bienestar humano.

Aun cuando existen en Chile investigaciones sobre servicios ecosistémicos, muy pocas han sido publicadas y la mayoría se han centrado en su valoración económica (De la Barrera *et al.*, 2015). Nosotros hemos propuesto (Delgado *et al.*, 2013; Delgado & Marín 2016) que su estudio debiera ser abordado con una visión transdisciplinaria o de sistemas socio-ecológicos, que es la utilizada en este artículo.

La cuenca de Cayucupil como caso de estudio. La cuenca del río Cayucupil (superficie $\approx 160 \text{ Km}^2$), ubicada en la cordillera de la costa en la zona de Cañete (Región del Biobío, Chile; **Figura 2**), presenta en la actualidad una estructura espacial dominada por zonas de explotación forestal, habiendo sufrido profundas transformaciones como resultado de numerosos procesos sociales y productivos (Rossenblitt y Nazer, 2005). Aun cuando la cuenca ha sido incluida en estudios históricos referidos a los pueblos originarios y a conflictos sociales (e. g. Cartes, 2013), no existen estudios sobre sus servicios ecosistémicos ni sobre la relación histórica entre el ecosistema y los grupos sociales que la habitan. Sin embargo, su compleja estructura ecológica, compuesta por ecosistemas históricos como el Parque Nacional Nahuelbuta y ecosistemas nuevos como las zonas de explotación forestal, hacen de esta cuenca un caso de estudio interesante desde la perspectiva del análisis de las relaciones sociedad-naturaleza.

Métodos

Análisis de la estructura del paisaje. La estructura del paisaje se analizó por medio de imágenes satelitales de libre disposición (Landsat TM 5 y 7; <http://glovis.usgs.gov>). Para este estudio se usaron imágenes del período enero-marzo, debido a que: (1) el resto del año la cobertura de nubes limita el acceso a imágenes y (2) los intervalos de tiempo de la explotación forestal (decenas de años) hacen posible que imágenes con una periodicidad anual den cuenta de los cambios en la cuenca.

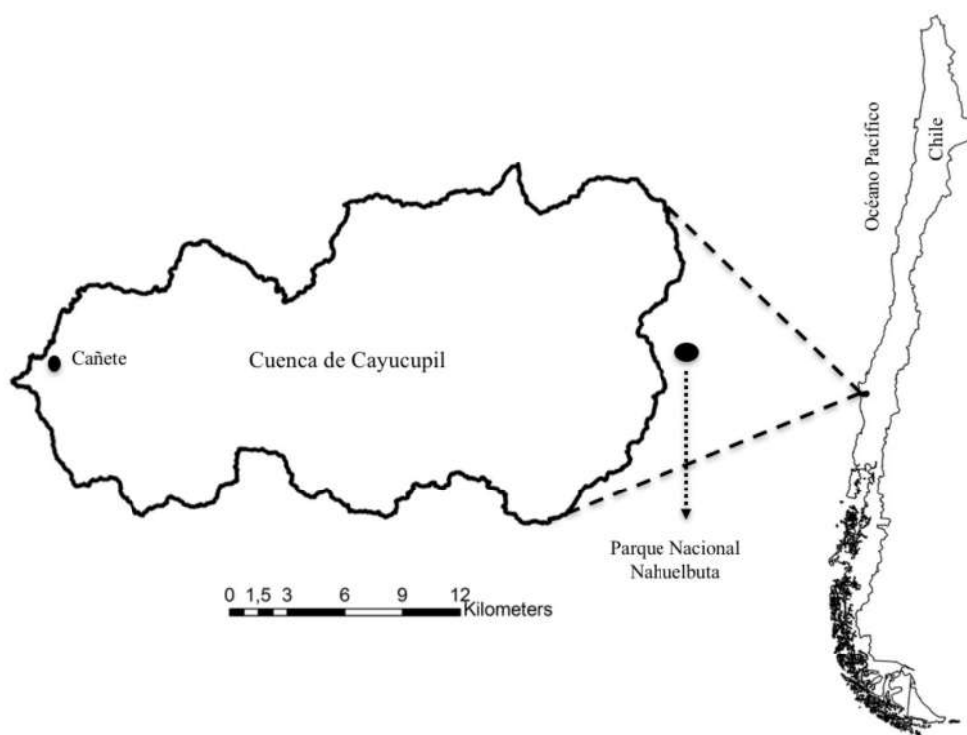


Figura 2. Localización geográfica de la cuenca de Cayucupil (Cañete, Región del Biobío).

Las imágenes descargadas cubren el período 1986-2016; sin embargo, no todos los años estuvieron disponibles (**Tabla 1**). Específicamente, no existen imágenes para el período 1991-1997. Las imágenes, descargadas del portal Internet del USGS, correspondieron al Path/Row 1/86 del World Reference System 2 (WRS-2). Todas fueron inicialmente manipuladas por medio del software ENVI (Versión 5.2), seleccionándose la cuenca de interés por medio de la herramienta "Subset Data from ROIs".

El 31 de mayo de 2003 el sensor del Landsat 7 ETM tuvo una falla en el Corrector de Línea del Escáner (SLC); como consecuencia, a

partir de esa fecha todas las imágenes Landsat 7 presentan un bandeo artificial. Este bandeo fue corregido por medio del procedimiento "Landsat Gapfill" disponible para ENVI. Una vez seleccionada la zona de interés, y corregidas las imágenes Landsat 7 posteriores a mayo 2003, todas se sometieron al procedimiento de corrección radiométrica QUAC (Quick Atmospheric Correction). Todas las imágenes usadas están geo-referenciadas en UTM (Zona 18 Sur; WGS-84). Estas fueron guardadas como archivos ENVI y en formato TIFF para ser usadas en otros programas de análisis de imágenes.

Tabla 1. Listado de imágenes Landsat 5 TM (L5) y Landsat 7 TM (L7) usadas en el análisis de cambios históricos en el uso del suelo en la Cuenca de Cayucupil.

Año	L5	L7			
			2001	*	*
1986	*		2002	*	*
1987	*		2003		*
1988			2004	*	*
1989			2005	*	*
1990	*		2006	*	*
1991			2007	*	*
1992			2008	*	*
1993			2009	*	*
1994			2010	*	*
1995			2011	*	*
1996			2012		*
1997			2013		*
1998	*		2014		*
1999	*		2015		*
2000	*	*	2016		*

Identificación de subsistemas y servicios ecosistémicos. Los servicios generados por los ecosistemas dependen de los tipos de subsistemas que los conforman (e. g. cuerpos de agua, bosques, praderas, etc.). Las imágenes Landsat fueron usadas para identificar los tipos de subsistemas que integran la cuenca de Cayucupil por medio de una clasificación supervisada. La clasificación de los píxeles, usando el

procedimiento paramétrico de máxima verosimilitud disponible en ERDAS Imagine 9.2, se basó en la información disponible en el Sistema de Información Territorial de CONAF (<http://sit.conaf.cl>), fotografías de la zona y una visita a terreno realizada a fines de marzo del 2016. Sobre esta base se diferenciaron tres subsistemas (**Figura 3**):

Subsistema bosque: suelo cubierto por bosque nativo o bosques exóticos de plantaciones forestales.

Subsistema pradera: suelo cubierto por praderas agrícolas o zonas de vegetación rala como renovales.

Subsistema suelo degradado: suelo con escasa vegetación, ya sea por tala rasa producto de la explotación forestal o praderas agrícolas cosechadas.

La estructura espacial de estos subsistemas permitió dividir la cuenca en tres áreas: **Área I**, dominada por bosque nativo y zonas dispersas de matorrales; **Área II**, dominada por plantaciones forestales con zonas dispersas de bosque nativo y **Área III**, dominada por praderas agrícolas/ganaderas y plantaciones forestales (**Figura 3**).

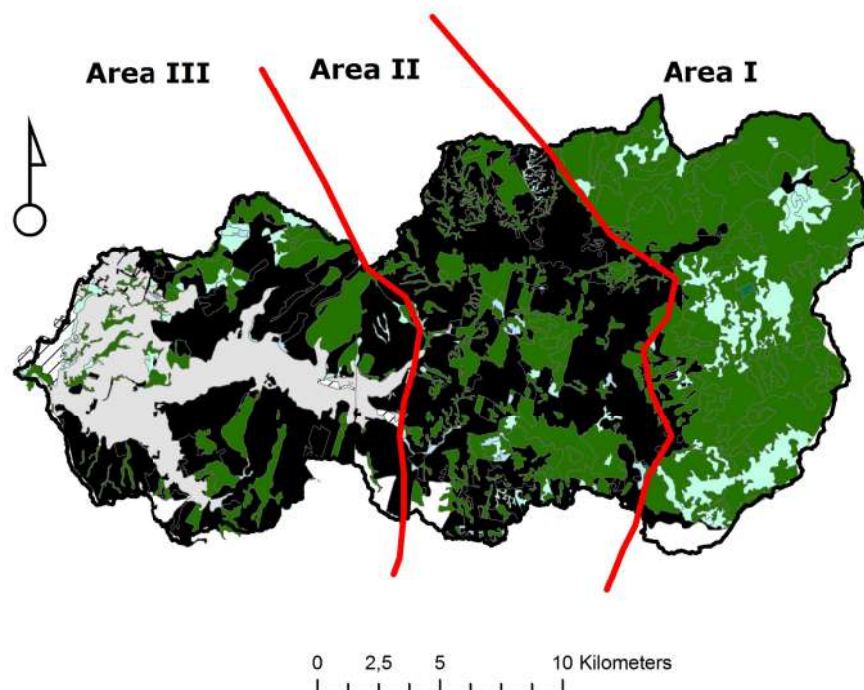


Figura 3. Áreas de la cuenca de Cayucupil usadas en el análisis de los cambios históricos del uso del suelo y servicios ecosistémicos disponibles. El color verde corresponde a zonas de bosque nativo, el color negro a plantaciones forestales, el color celeste a matorral y el color gris a praderas agrícolas y suelo degradado.

A los subsistemas identificados por medio del análisis de imágenes (3), agregamos otros identificados durante la visita a terreno (5), estructurando la cuenca en: cuerpos de agua, bosque nativo, plantaciones forestales, matorral y praderas naturales, praderas para

uso ganadero, sistemas agrícolas, sistemas urbanos y suelo sin vegetación. Estos subsistemas fueron usados en la construcción de una matriz de servicios ecosistémicos de la cuenca (Delgado, 2016). Los servicios teóricamente provistos por

cada uno de los subsistemas, fueron determinados usando lo propuesto por Burkhard *et al.* (2012). Esta matriz fue valorada cualitativamente a través de consultas a expertos o actores claves, ocho en total, entendiendo por actor clave a quién puede influenciar significativamente o que es importante para el éxito de planes de gestión y que posee conocimiento de la cuenca objeto de estudio (DFID, 2003). Los entrevistados podían valorar cada elemento de la matriz con un valor entero entre 0 y 4,

siendo 0 = sin capacidad de provisión del servicio hasta 4 = alta capacidad de provisión del servicio.

Cambios temporales en la vegetación. Los cambios temporales en la vegetación de la cuenca fueron analizados por medio del Índice Normalizado de Diferencia de la Vegetación (NDVI). Este índice es usado para estimar la cantidad, calidad y desarrollo de la vegetación por medio de sensores remotos. El NDVI se calcula a partir de los datos de radiación en dos bandas: Infrarrojo

cercano, IR, (banda 4 de los satélites Landsat 5 y 7 TM) y rojo, R, (banda 3 de los satélites Landsat 5 y 7 TM):

$$NDVI = \frac{(IR-R)}{(IR+R)}$$

[1]

El cálculo del NDVI se hizo por medio de ERDAS Imagine 9.2, para luego exportarlas como Grillas ESRI. Las grillas fueron posteriormente divididas en cada una de las 3 áreas (**Figura 3**) a las cuales se les calculó el valor NDVI promedio y su desviación estándar. También se estudió la variación temporal y espacial de la vegetación por medio de la anomalía estándar anual de los valores de NDVI. Para ello, se calculó el valor promedio NDVI de todas las grillas 1986-2016 así como su desviación estándar. La anomalía estandarizada, para cada año, se calculó mediante la fórmula:

$$ANOM_NDVI_i = \frac{NDVI_i - \langle NDVI \rangle}{DE_NDVI}$$

[2]

Donde $NDVI_i$ corresponde a la grilla con valores para el año i , $\langle NDVI \rangle$ corresponde a la grilla de valores promedio NDVI y DE_NDVI a la grilla de valores de desviación estándar. El análisis de los resultados se hizo por medio del uso de la escala de anomalías del Observatorio Agroclimático (UNEA, 2016).

Desarrollo del modelo DPSIR. La generación el modelo DPSIR se basó en un análisis exhaustivo de publicaciones, informes, libros y otros documentos relacionados a la cuenca de Cayucupil. La base de datos usada está disponible en Delgado (2016). También se realizaron entrevistas a actores clave, sobre todo aquellos que viven en la zona. Sobre esta base se realizó una construcción histórica de los acontecimientos sociales, ambientales y políticos que han afectado el estado

actual de la estructura de la cuenca, partiendo de la fundación de Cayucupil en 1869. Esta se basó en el supuesto de que al momento de la fundación la cuenca ya no se encontraba con vegetación prístina al 100%, sino que había experimentado actividades antrópicas de diversas índoles como por ejemplo la colonización del territorio (españoles y chilenos) y el desarrollo de diversas actividades productivas como la construcción del ferrocarril, la tala de Cipreses y el desarrollo de monocultivos (cereales) para abastecer a otros países.

Los componentes del modelo DPSIR (fuerzas motrices, presiones, estado, impacto, respuestas; **Figura 1**) se conceptualizaron de la siguiente manera: las *fuerzas motrices* se dividieron en indirectas (procesos a escala nacional que afectan el estado del ecosistema) y directas (acciones que han generado presiones directas sobre el ecosistema), *presiones* (procesos antropogénicos que han afectado el estado del ecosistema), estado (corresponde al estado actual del ecosistema), *impactos* (sociales y ecológicos en la cuenca), *respuestas* (todas aquellas, del estado de Chile así como de otros orígenes, como de las empresas instaladas en la cuenca).

Resultados

Estructura espacial del paisaje y sus cambios en el tiempo. Durante el año 2016, 70% de la cuenca estaba cubierta por bosque; 27% correspondiendo a bosque nativo en el área I y el resto a plantaciones forestales; 8% a praderas de las cuales 6% son praderas agrícolas y/o de forraje ubicadas en el área III (**Tabla 2**). Finalmente, 22% de la cuenca es suelo degradado; 13% ubicado en el área III de desarrollo agrícola y 6% en el área II de desarrollo forestal.

Tabla 2. Distribución porcentual de la cobertura del suelo en la cuenca de Cayucupil para el verano del 2016. (Degrad. = suelo degradado)

	Bosque	Praderas	Degrad.
AREA I	27	0	3
AREA II	26	2	6
AREA III	17	6	13
Total	70	8	22

Los tres tipos de subsistemas identificados por medio de imágenes Landsat (bosque, praderas y suelo degradado) muestran cambios en el tiempo distintos para cada una de las tres áreas (**Figura 4**). El área I muestra una cobertura promedio de bosque de 87% entre 1986 y 2016 (113 Km²; 27% de la superficie de la cuenca). No se observan tendencias de largo plazo; solo una disminución de aproximadamente 13 km² en el año 2010 que luego se recupera al año siguiente. El área II es la que muestra los

cambios temporales más significativos en la cobertura de bosque, casi en su mayoría derivados de plantaciones forestales. Los datos muestran un primer período de aumento desde 81 Km² en 1986 a 126 Km² en el 2001. Luego entre los años 2001 y 2010 la superficie disminuye a su valor más bajo de toda la serie (77 Km²) seguido de un nuevo aumento con pequeñas fluctuaciones, que dura hasta el presente con una superficie promedio de 116 Km². La

correlación negativa (Pearson-r = -0,8; p <<< 0,01) entre los cambios en la cobertura de bosque y el suelo degradado en esta área, sugiere que este último corresponde en su mayoría a los efectos de la explotación forestal. Esta generó en el año 2010 una superficie de suelo degradado de 65 Km², equivalente a un 15% de la superficie total de la cuenca. Las praderas de esta área, a excepción de los años 1986, 1987 y 2002 muestran superficies inferiores a los 3 Km².

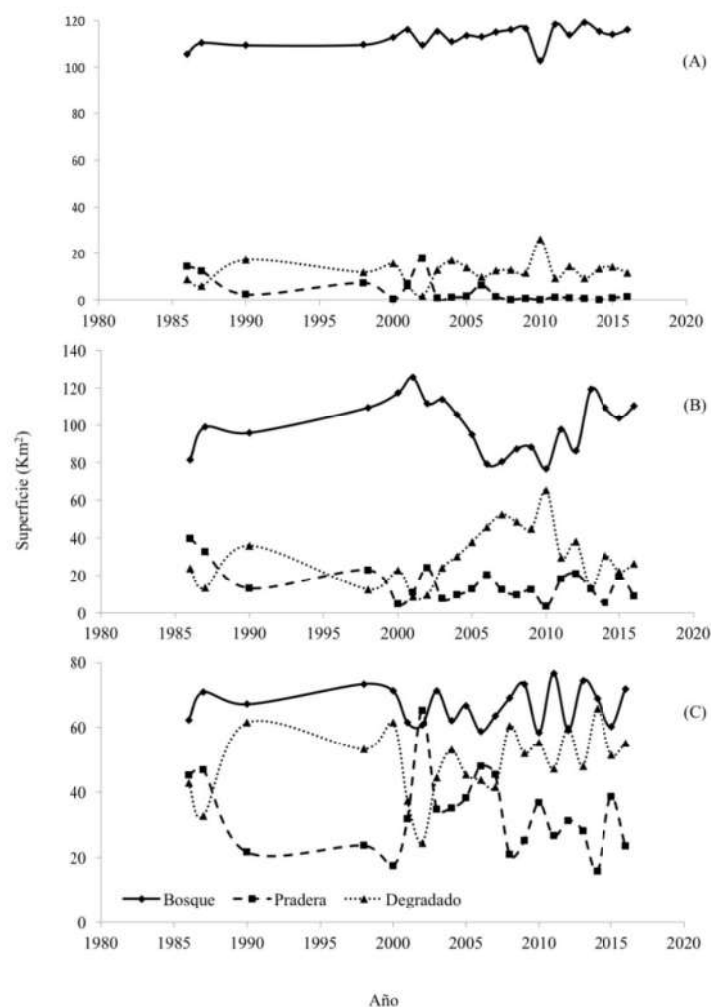


Figura 4. Variación temporal de las coberturas del suelo de la cuenca de Cayucupil extraídas desde las imágenes Landsat. (A) = Área I, (B) = Área II, (C) = Área III.

Finalmente, el área III muestra una superficie de bosque (promedio = 54 Km²) con leves variaciones en el largo plazo. En esta área los cambios se dan preferentemente entre las praderas, que corresponden a zonas de explotación agrícola o praderas para forraje, y el suelo degradado. La serie de tiempo muestra una disminución inicial de la superficie de praderas desde valores cercanos a los 30 Km² en el período 1986-87, a 14 Km² entre 1990 y el 2000. Posteriormente, se produce un brusco aumento hasta el 2001, alcanzando su superficie máxima (43 Km², 10% de la superficie total de la cuenca) a partir del cual presenta una tendencia de largo plazo a la

disminución con fluctuaciones de menor escala. En la actualidad la superficie de praderas agrícolas cubre cerca de 16 Km² en esta área, dominando el suelo degradado (37 Km²).

Cambios temporales en la vegetación. La estructura espacial de la vegetación en la cuenca de Cayucupil, estimada a partir de valores NDVI, se ajustó a las características de la cobertura del suelo detalladas en la sección anterior (**Tabla 3**). Los valores más altos se encontraron en el área I (zona de bosque nativo) seguidos por las dos siguientes áreas. Los valores más bajos correspondieron a zonas de desarrollo agrícola en el área III.

Tabla 3. Valores promedio y desviación estándar del índice NDVI para las tres áreas de la cuenca de Cayucupil en el período 1986-2016.

Área	Promedio	Des. estándar
I	0,67	0,07
II	0,62	0,09
III	0,54	0,05

La variación temporal del promedio NDVI muestra un aumento en el área I entre 1986 y 2003 cuando se produce un valor máximo de 0,79 (**Figura 5**). Luego se produce una disminución, llegando a su menor valor (0,43) en el año 2007 seguido de fluctuaciones con respecto a un valor promedio de 0,63 hasta el 2016. En el área II se produce un aumento entre 1990 y el 2001 cuando alcanza un valor 0,75 seguido de una brusca disminución hasta su valor más bajo (0,43) en el año 2007. La tendencia posterior en dicha área es al aumento lineal con fluctuaciones menores. Para el área III los

datos muestran una fluctuación en torno a un valor promedio de 0,56 en el período 1986-2002 seguido de su valor máximo en el 2003 (0,66) para luego disminuir hasta el año 2007, momento en el cual se inicia una fluctuación respecto de un valor promedio 0,52.

La distribución espacial (**Figura 6**) de la anomalía de NDVI para su máximo positivo (año 2003) y su máximo negativo (año 2007), mostró dos patrones distintos. En el 2003, las anomalías positivas (superávit ligero y moderado) se distribuyen en toda la cuenca,

con algunos valores negativos en zonas de explotación forestal de las áreas II y III. Sin embargo, durante el año 2007 las anomalías negativas estuvieron centradas en las áreas I

y II tanto en zonas de explotación forestal (preferentemente área II) como en zonas de bosque nativo (mayormente área I).

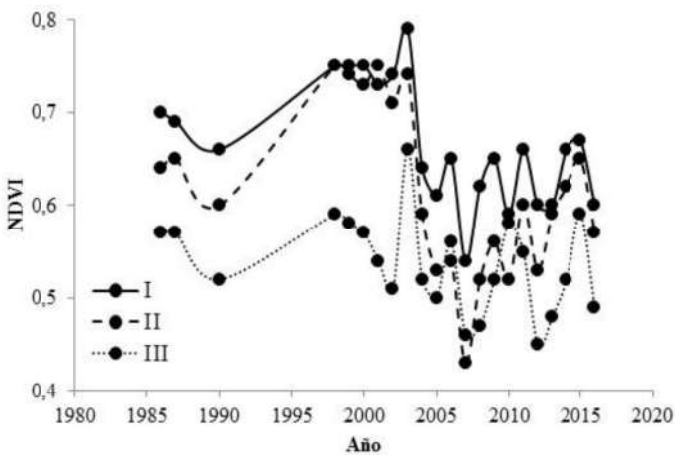


Figura 5. Variación temporal del valor promedio NDVI para las tres áreas de la cuenca de Cayucupil calculado desde las imágenes Landsat.

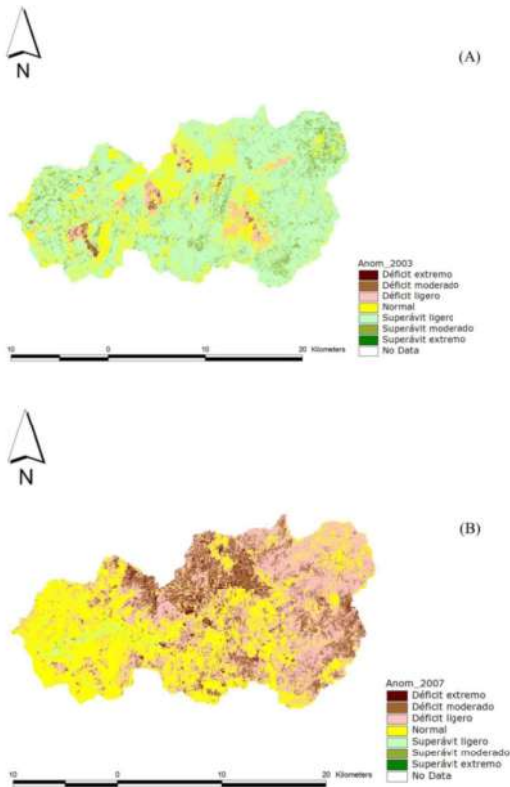


Figura 6. Distribución espacial de la anomalía estándar de valores NDVI para el año 2003 (A) y para el año 2007 (B) en la cuenca de Cayucupil. La escala usada corresponde a aquella del Observatorio Agroclimático (UNEA, 2016).

Servicios ecosistémicos y plantaciones forestales. La valoración cualitativa de la capacidad de los subsistemas de la cuenca para proveer servicios ecosistémicos mostró que se identifica al bosque nativo con una alta capacidad seguido por matorral y

praderas naturales (**Tabla 4**). Los subsistemas de praderas para uso ganadero, agricultura, cuerpos de agua y plantaciones forestales recibieron una valoración intermedia, siendo nula para el subsistema urbano y el suelo sin vegetación.

Tabla 4. Potencial de los subsistemas de la cuenca de Cayucupil para la provisión de

servicios ecosistémicos (SSEE= cantidad de servicios ecosistémicos) de acuerdo a los resultados obtenidos de las consultas a expertos y/o actores clave.

<u>Subsistema</u>	<u>SSEE</u>
Bosque nativo	4
Matorral y praderas naturales	3
Praderas para uso ganadero	2
Agricultura	2
Plantaciones forestales	2
Cuerpos de Agua	2
Urbano	0
Suelo sin vegetación	0

Los resultados del análisis de las entrevistas a actores clave muestran que se identifican 12 efectos ecológicos relacionados a las plantaciones forestales en la Cuenca de Cayucupil (**Figura 7**): pérdida en la

productividad del suelo, seguida por pérdida de biodiversidad, pérdida de ecosistemas y aumento de la erosión del suelo. Luego le siguen disminución de escorrentía del agua y disminución de servicios ecosistémicos.

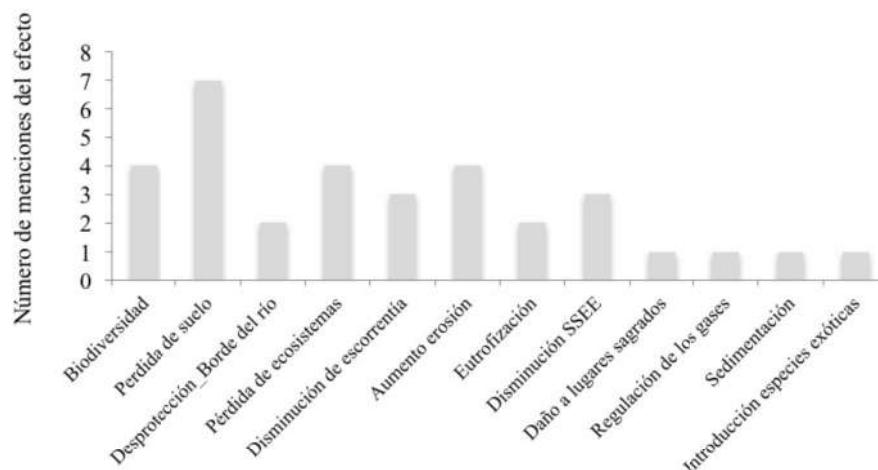


Figura 7. Efectos ecológicos asociados a la actividad forestal de acuerdo a los expertos y/o actores clave entrevistados.

Desarrollo de línea de tiempo y modelo DPSIR. La línea de tiempo, validada por actores locales y construida desde la fundación de la ciudad de Cayucupil, muestra que han existido diversas presiones socio-económicas en la cuenca, las que habrían modificado tempranamente su estructura,

siendo intensificadas por la ley de fomento forestal del año 1970 (**Figura 8**). Es interesante destacar que los entrevistados mayores de 50 años puntualizaron que la estructura actual de la cuenca, dominada por un paisaje de explotación forestal, es la única que recuerdan.

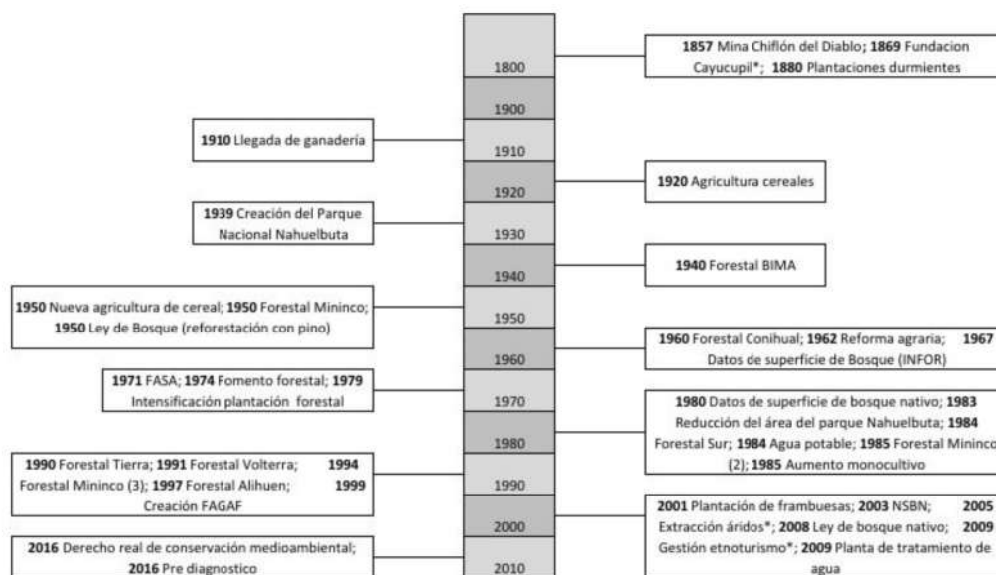


Figura 8. Línea de tiempo de las principales actividades que han afectado la estructura ecológica de la cuenca de Cayucupil. La información usada para su construcción se encuentra disponible en Delgado (2016).

La información obtenida sobre la cuenca, resumida en el modelo DPSIR, muestra que ha existido una histórica intervención antrópica que se refleja en el estado actual del ecosistema, lo que genera impactos eco-sociales (**Figura 9**). Las fuerzas motrices indirectas provienen principalmente de procesos políticos y socio-económicos nacionales. Por otro lado, las fuerzas directas corresponden a la aplicación local de estas políticas nacionales. Estas han generado presiones antropogénicas debido al histórico aumento en el uso del ecosistema por la población local, como fuente de recursos y sumidero de desechos, así como por la actividad forestal. Estas presiones son las

responsables del estado actual del ecosistema, caracterizado por la sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales, disminución de la cubierta vegetal y de los servicios ecosistémicos. Los impactos del estado del ecosistema se observan en el deterioro de la cultura mapuche, conflictos sociales y problemas derivados de la disponibilidad de agua. Estos impactos han generado respuestas provenientes de cambios en la legislación ambiental, sobre todo en lo referido a la inclusión de los servicios ecosistémicos, así como acuerdos voluntarios entre empresas forestales y ONGs y programas sociales (e. g. declaración de zona rezagada).

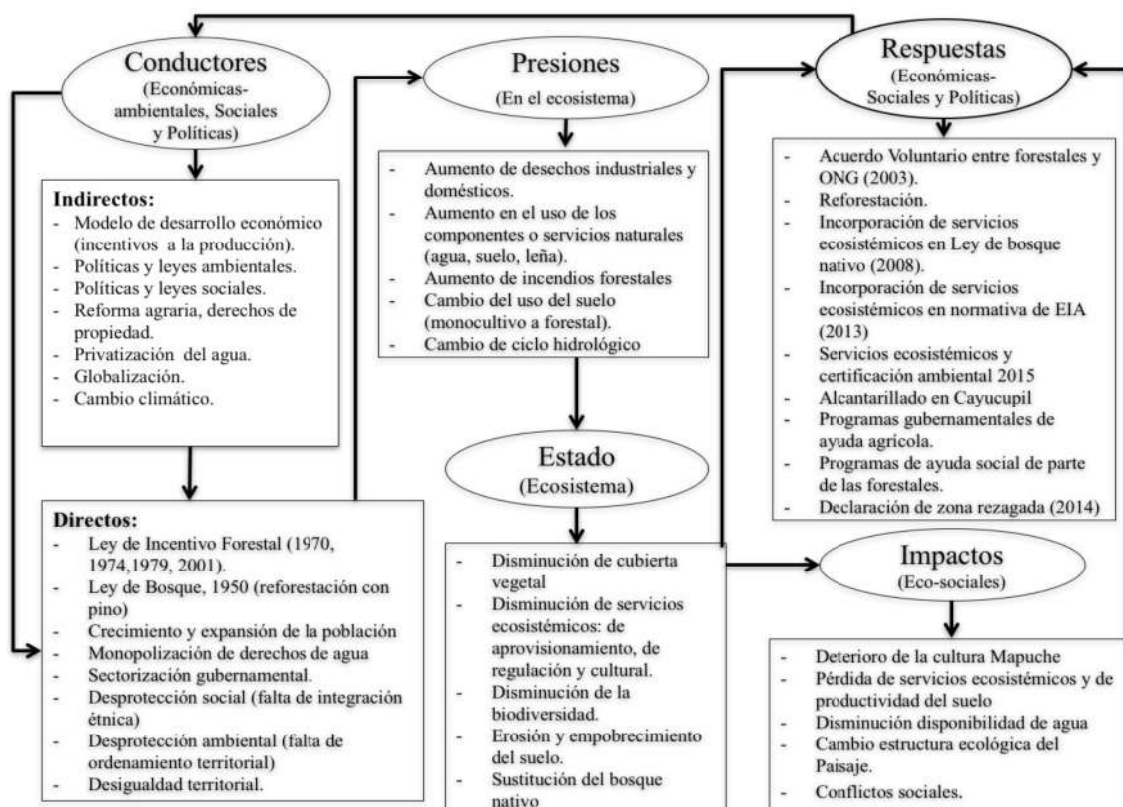


Figura 9. Modelo conceptual para la cuenca de Cayucupil basado en el modelo DPSIR (EEA, 1999). El modelo se generó a partir de la información usada para construir la línea de tiempo (**Figura 8**) y entrevistas a actores clave y expertos.

Discusión

Estudiar las relaciones sociedad-naturaleza implica analizarlas como una doble vía: en una dirección, la forma en la que el ser humano afecta la estructura y estabilidad de los ecosistemas naturales (bosque nativo) y en la otra, la manera en la que el estado actual de los ecosistemas (e. g. transformación, sustitución, contaminación, etc.) afecta al bienestar humano. Esto es particularmente crítico en zonas rurales de Chile, donde existe aún una alta dependencia respecto de servicios ecosistémicos provistos por el bosque nativo, indispensables para mantener la calidad de vida y bienestar de las poblaciones rurales (Delgado & Marín, 2016). Debido a la complejidad de los sistemas socio-ecológicos y a la visión aún reduccionista de muchos estudios ecológicos, existe ausencia de información básica sobre las relaciones entre nuevos ecosistemas, biodiversidad, servicios ecosistémicos y bienestar humano.

Schlatter (1977) menciona que desde mediados del siglo XIX se ve un aumento de las acciones humanas sobre los ecosistemas de bosque nativo en Chile. Ello los ha transformado a lo largo del tiempo de ecosistemas históricos a nuevos ecosistemas (en el sentido de Hobbs *et al.*, 2013). El análisis de los cambios históricos ocurridos en la cuenca de Cayucupil (Cañete), nuestro caso de estudio, permite proponer que dicha cuenca es un nuevo ecosistema desde, al menos, la fundación de la ciudad hace más de 140 años. Ello representa casi seis generaciones humanas y catorce de *Pinus radiata*, si consideramos que el primer raleo comercial se hace aproximadamente a los 10 años (Gerding, 1991). Por tanto, cualesquiera hayan sido los servicios ecosistémicos dominantes provistos por los

ecosistemas de la cuenca de Cayucupil a sus habitantes cuando estaba dominada por bosque nativo, estos son hoy cosa del pasado. Ello quedó de manifiesto en las entrevistas realizadas a mayores de edad (mayores de 50 años), los cuales solo recuerdan la estructura actual, dominada en un 43% por plantaciones forestales y solo un 27% por bosque nativo.

Servicios ecosistémicos y tipos de ecosistemas. Los resultados de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) muestran que cerca de dos terceras partes de los servicios ecosistémicos estarían decreciendo a nivel mundial, evidenciando que nuestro crecimiento y bienestar se han hecho a costa de una reducción significativa de los ecosistemas históricos del planeta. Por esta razón, en los últimos años, se ha visto la necesidad de aumentar el conocimiento acerca de los ecosistemas y sus servicios (Delgado & Marín, 2015); con la finalidad de comprender las relaciones entre estructuras biofísicas, funciones ecosistémicas y los beneficios que resultan de estos, incluido el bienestar humano (Remme *et al.*, 2014; Van den Belt & Blake, 2014). Sin embargo, una forma alternativa de ver el problema servicios ecosistémicos-bienestar, es que en la medida que los ecosistemas históricos se degradan, otros nuevos sistemas reemplazan, en parte, dicha provisión, generando la paradoja del ambientalista (Delgado & Marín, 2016).

Un análisis de la literatura, por medio de la base de datos Thomson Reuters (<http://apps.webofknowledge.com>) muestra que, si se buscan artículos usando los términos “servicios ecosistémicos” y ‘desarrollo forestal’, se han escrito 443 entre los años 1975 y 2016. Sin embargo, 97% han

sido escritos en los últimos once años (2005-2016) y 82% en los últimos cinco años. Por otra parte, si se usan los términos ‘servicios ecosistémicos’ y ‘nuevos ecosistemas’, el universo de artículos se reduce a 38, todos escritos en los últimos seis años. Por tanto, es posible proponer que el estudio de los servicios ecosistémicos de zonas de desarrollo forestal, consideradas como nuevos ecosistemas, está aún en sus inicios. Ello puede servir de explicación de nuestros resultados, en el sentido que los sistemas forestales son percibidos negativamente por los expertos entrevistados, aun cuando la estructura actual del paisaje, al menos para el caso de estudio, tenga ya más de 100 años. Otra forma de explicar esta perspectiva es lo propuesto por Cano Suñen (2012), en lo referido a la diferencia en la percepción del paisaje de actores que solo “observan” versus los que “habitan”.

Los sistemas forestales han sido analizados, al momento, desde una perspectiva ecológica. En ella el foco se centra frecuentemente en la pérdida de bosque nativo y sus efectos en la biodiversidad, así como a efectos ecosistémicos asociados a las plantaciones de pino y eucaliptos (Muñoz-Pedreros y Larrain, 2002; Seguel, 2006; Huber *et al.*, 2008; Donoso, 2009; Little *et al.*, 2009; Frene y Nuñez, 2010). Si bien la calidad y disponibilidad de algunos servicios ecosistémicos de bosque naturales o históricos, como servicios de información relacionados con la cultura Mapuche se ven afectados, también se originan otros con distintas características y estructuras, cuando los ecosistemas históricos se transforman en nuevos ecosistemas al incluir subsistemas como el agrícola y las plantaciones forestales (MEA, 2005). Ante este nuevo escenario,

donde las cuencas del Sur de Chile son nuevos ecosistemas cuya estructura está formada por subsistemas históricos y nuevos, debiéramos iniciar estudios que nos permitan identificar los servicios ecosistémicos usados por las poblaciones actuales. Sin embargo, Uribe y Estados (2010) mencionan que la información requerida para diseñar metas de manejo de la biodiversidad en plantaciones forestales aún es insuficiente. Por otro lado, si bien los trabajos existentes en servicios ecosistémicos han ido en aumento en Chile (De la Barrera *et al.*, 2015), estos se han centrado en ecosistemas naturales o históricos. Resolver lo anterior requiere transitar desde una visión disciplinaria, puramente ecológica, de los ecosistemas a una socio-ecológica y transdisciplinaria que integre componentes ecológicos, sociales y de políticas públicas.

Por ejemplo, la aplicación del modelo conceptual DPSIR, construido con una visión interdisciplinaria de la problemática ambiental en Europa (EEA, 1999), muestra que las políticas públicas relacionadas a bosques y ecosistemas, se están desarrollando actualmente a mayor velocidad que durante la década de los 90 o anterior a esta (Ibañez, 2014). Se podría decir que la relación entre el conocimiento científico local y las políticas públicas también está cambiando, dejando de lado el enfoque tecnocrático prevaleciente por muchos años en Chile (Marín y Delgado, 2013). Así, el modelo desarrollado para la cuenca de Cayucupil muestra que las conductas del mercado forestal han ido cambiando, lo que es posible ver en la línea de tiempo construida; donde a partir del 2003 existe un aumento de conciencia

ambiental de parte de las empresas forestales, comprometiéndose voluntariamente a estrategias más sustentables en relación a la conservación de los ecosistemas históricos. Por tanto, la futura conceptualización de las cuencas forestales y sus implicancias en nuevas acciones de manejo dependerá, como también lo discuten Espinoza *et al.* (2012) y Moreira-Arce *et al.* (2015), del desarrollo de una ciencia interdisciplinaria o transdisciplinaria basada en conceptos como 'nuevos ecosistemas', sistemas socio-ecológicos y servicios ecosistémicos. Sin embargo, si nos enfocamos en los sistemas socio-ecológicos y sus dinámicas, vemos que hasta el momento se cuenta con muy poca información para poder determinar las vulnerabilidades, así como los elementos resilientes para estos ecosistemas nuevos (Marín *et al.*, 2012), como el de la cuenca de Cayucupil, que presenta por otro lado una población rezagada y empobrecida y sin planes de desarrollo acordes con su situación actual.

Manejo forestal sostenible/resiliente. En la actualidad el manejo forestal está siendo re-evaluado a nivel mundial, proponiéndose nuevos conceptos en la medida en que se avanza tanto en aspectos teóricos como empíricos. Por ejemplo, FAO (2016) publicó un documento relativo a casos ejemplares de "manejo forestal sostenible" (MFS) para Chile, Costa Rica, Guatemala y Uruguay. En dicho documento se define MFS como *manejo con visión ecosistémica, integral y de uso múltiple, orientado a la obtención de rendimientos sostenidos de variados bienes y servicios*. De los 31 casos de manejo seleccionados, solo uno, correspondiente a Chile, fue calificado con aspectos de

ejemplaridad, donde uno de los principales componentes es la integración del componente social al manejo de los bosques.

Con anterioridad, Cockburn *et al.* (2014) propusieron la "aproximación de paisajes resilientes", basada en tres conceptos: (1) pensamiento resiliente, (2) generación de valores compartidos y (3) aprendizaje social. La incorporación de actores sociales es primordial para la implementación de paisajes resilientes, la que busca a través de la colaboración entre los actores en el ámbito de una gobernanza local, el desarrollo de planes de acción y promueve la justa distribución de beneficios y riesgos del paisaje. Sin embargo, en este punto es donde las visiones negativas de la actividad forestal pueden jugar en contra de la generación, en Chile, de tales esquemas novedosos de manejo.

Por ejemplo, los actores clave entrevistados identificaron la pérdida de suelo, aumento de la erosión y disminución de la escorrentía como algunos de los efectos ecológicos de la actividad forestal. Sin embargo, el análisis de la variación interanual del Índice Normalizado de Diferencia Vegetacional (NDVI) muestra que las principales anomalías negativas ocurrieron durante el año 2007, bajo la condición climática de La Niña que se caracteriza por una disminución en las precipitaciones

(<http://ggweather.com/enso/oni.htm>) y estas afectaron tanto a la zona de plantaciones forestales como al bosque nativo, ubicado aguas arriba de las plantaciones. Este resultado concuerda con lo expresado en el documento "El Agua y las Plantaciones Forestales" del Comité de Agua de la Corporación Chilena de la Madera (CORMA, 2015), en el sentido de que en

cuencas sobre 2.000 ha, el efecto de las plantaciones dejaría de ser significativo, cobrando relevancia otros factores como el suelo, la geomorfología y las precipitaciones. Lo anterior resulta fundamental de incorporar al manejo forestal en condiciones de cambio climático (Guariguata, 2009).

Los resultados obtenidos en la cuenca de Cayucupil y el conocimiento disponible sobre sistemas socio-ecológicos, permiten proponer que existe una necesidad de incorporar una visión sostenible/resiliente al manejo de las cuencas hidrográficas de Chile, consideradas como nuevos ecosistemas (**Figura 10**). La propuesta es concordante con la idea de una estrategia de manejo integrado para cuencas de usos múltiples y cuyos ejes principales son: 1) conservación de ecosistemas naturales o históricos; 2) restauración de la cubierta vegetal; 3) compensación (pago por servicios ecosistémicos); 4) tecnología e innovación (silvicultura) y 5) gobernanza ambiental. Los logros de tal estrategia serían: 1) aumento del bienestar humano; 2) desarrollo local; 3) sostenibilidad socio-ecológica y 4) manejo integrado de cuencas. Ello se podrá lograr aprovechando y redirigiendo oportunidades

socio-políticas y económicas regionales y locales con la participación de todos los actores bajo una perspectiva de gobernanza local ambiental. La estrategia propuesta no solo es necesaria, sino que además incorpora varias de las recomendaciones recientemente hechas por la Organización para el Comercio y el Desarrollo Económicos y la Comisión Económica para América Latina y el Caribe en su evaluación del desempeño ambiental de Chile (OCDE, 2016). Por ejemplo: adoptar un sistema de gestión integrada de cuencas, perfeccionar la participación de las organizaciones no gubernamentales, los gobiernos locales y las comunidades indígenas dentro de otras recomendaciones. Adicionalmente, la estrategia propuesta puede servir para los propósitos de cumplir con algunos de los 17 objetivos de desarrollo sostenible de Naciones Unidas para el 2030 (UN, 2016); específicamente el objetivo N° 15 (vida de ecosistemas terrestres) y N° 17 (alianzas para lograr los objetivos). Ello requiere mirar nuestras cuencas como nuevos ecosistemas, desde una perspectiva socio-ecológica transdisciplinaria que invitamos a desarrollar.

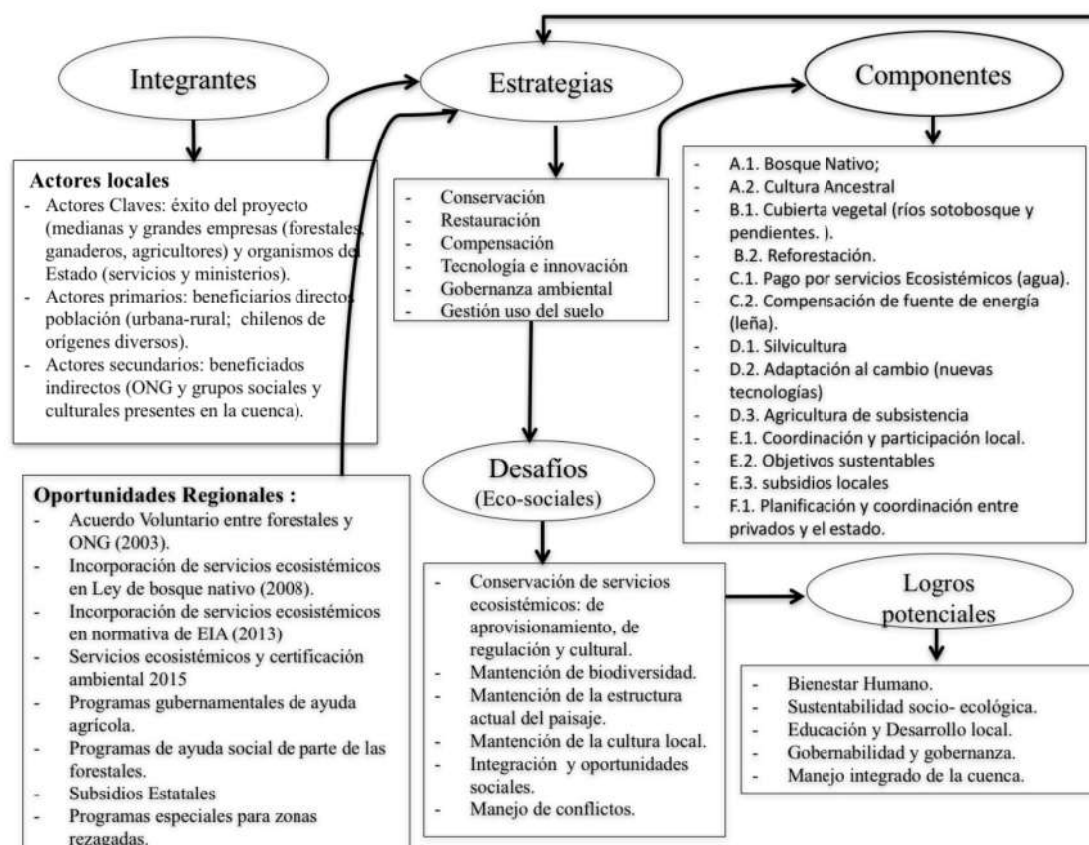


Figura 10. Modelo conceptual para el manejo forestal sostenible/resiliente en la cuenca de Cayucupil. Los componentes del modelo se basaron en las propuestas de Cockburn et al. (2014) y FAO (2016).

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la Fundación CTF (<http://www.ctf.cl>) a través de donaciones recibidas sobre la base del Artículo 46 del D.L. Nº 3.063, República de Chile.

Agradecemos la colaboración de: Dr. Pablo Iván Ramírez de Arellano Donoso, Bioforest-Arauco, Chile y del Sr. Edgardo Flores de la Agrupación Civil sin fines de lucro, Nahuelbuta Natura.

Referencias

Altieri MA. 1999. Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable. Montevideo Ed. Nordan-Comunidad.

Anderies JM, Janssen MA, E Ostrom. 2004. A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. *Ecology and Society* 9: 18.

- Balvanera P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21:136–147.
- Blondel J. 2006. The Design of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period». *Human Ecology*, 34, 713-729.
- Burkhard B, F Kroll, S Nedkov, F Müller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*. 21: 17–29.
- Bustamante R, AA Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11(2): 58-63.
- Bustamante R, JA Simonetti, AA Grez, J San Martín. 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque Maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. In: (C. Smith-Ramírez, J.J. Armesto & C. Valdovinos, eds), *Historia, Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros*.
- Cartes A. 2013. Arauco, Matriz Retórica de Chile; símbolos, etnia y Nación. Si somos americanos. *Revista de Estudios Transfronterizos* 13(2):191-214.
- Cockburn J, N Dubazane, D Kotze, D Lindley. 2014. Working concept paper: Defining the Resilient Landscapes Approach. WWF Mondi Wetlands Programme, Irene, Pretoria.
- Cano Suñen N. 2012. Definiendo el paisaje en base a la tensión. *Zainak*. 35: 117-138
- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL.). 2016. Decreto Ley 701. Fija régimen legal de los terrenos forestales o preferentemente aptos para la forestación, y establece normas de fomento sobre la materia. http://www.conaf.cl/cms/editorweb/transparencia/marco_normativo/DL-701_28-OCT-1974.pdf
- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL.). 2011. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones Período 1997–2011. Santiago, Chile.
- CORMA (Corporación Chilena de la Madera, CL.). 2015. El agua y las plantaciones forestales. Comité de Agua. Corporación Chilena de la Madera, Concepción, Chile.
- Chan KMA, T Satterfield, J Goldstein. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecol. Econ.* 74:8–18.
- De Groot RS, L Brander, S van der Ploeg, R Costanza, F Bernard, L Braat, M Christie, N Crossman, A Ghermandi, L Hein, S Hussain, P Kumar, A McVittie, R Portela, LC Rodriguez, P ten Brink, P van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1: 50–61.
- De Groot RS, R Alkemade, L Braat, L Hein, L Willemsen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7:260-272.
- De la Barrera F, P Bachmann-Vargas, A Tironi. 2015. La investigación de servicios ecosistémicos en Chile: una revisión sistemática. *Investig. Geogr. Chile* 50: 3-18.
- Delgado LE. 2016. Servicios ecosistémicos e historia socio-ecológica de Cayucupil.

Anexos. <http://antar.uchile.cl/publicaciones>

Delgado LE, VH Marín. 2016. Well-being and the use of ecosystem services by rural households of the Río Cruces watershed, southern Chile. *Ecosystem Services* 21:81-91.

Delgado LE, VH Marín. 2015. Ecosystem services: Where on earth? *Ecosystem Services* 14:24-26

Delgado LE, MB Sepúlveda, VH Marín. 2013. Provision of ecosystem services by the Aysén watershed, Chilean Patagonia, to rural households. *Ecosystem Services* 5: 102-109.

DFID (Department for International Development, UK.). 2003. Tools for Development. A handbook for those engaged in development activity. <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/+http://www.dfid.gov.uk/Documents/publications/toolsfordevelopment.pdf>

Donoso P. 2009. Tala Rasa: desafío y perspectivas. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 88 pp.

EEA (European Environment Agency, UE.). 1999. Environmental indicators: typology and overview. Technical Report n. 25, Copenhagen.

Espinoza CL, M Murúa, R Bustamante, VH Marín, R Medel. 2012. Reproductive consequences of flower damage in two contrasting habitats: The case of *Viola portalesia* (Violaceae) en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 85: 503-511.

Estades C. 1994. Impacto de la sustitución del Bosque Natural por Plantaciones de *Pinus radiata* sobre una comunidad de aves en la

Octava región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 1:8-14.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, CL.). 2016. Casos ejemplares de manejo forestal sostenible en Chile, Costa Rica, Guatemala y Uruguay.

Francis C, G Lieblein, S Gliessman, TA Breland, N Creamer, R Harwood, L Salomonsson, J Helenius, D Rickerl, R Salvador, M Wiendehoeft, S Simmons, P Allen, M Altieri, J Porter, C Flora, R Poincelot. 2003. Agroecology: the ecology of food systems. *J. Sustain. Agric* 22(3) 99-118.

Frene C, M Nuñez. 2010. Hacia un nuevo modelo forestal en Chile. *Revista Bosque Nativo* 47: 25-35.

Gerding V. 1991. Manejo de las poblaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile. *Bosque* 12(2): 3-10.

Guariguata MR. 2009. El manejo forestal en el contexto de la adaptación al cambio climático. *Revista de Estudios Sociales* 32:98-113.

Hallet LM, RJ Standish, KB Hulvey, MR Gardener, KN Suding, BM Starzomski, SD Murphy, JA Harris. 2013. Toward a conceptual framework for novel ecosystems. In: RJ Hobbs, ES Higgs, CM Hall (eds). *Novel ecosystems. Intervening in the new ecological world order*. Wiley-Blackwell, Oxford UK.

Hobbs RJ, E Higgs, JA Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24(11): 599- 605

Hobbs RJ, ES Higgs, CM Hall. 2013. Novel Ecosystems: Intervening in the New

ecological World Order. John Wiley & Sons Ltd., UK.

Holling CS. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. *Ecosystems* 4: 390- 405.

Huber A, A Iroumé, J Bathurst. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22: 142-148.

Ibañez C. 2014. Aplicación del modelo DPSIR para analizar el estado medioambiental del ecosistema del Humedal del Río Cruces. Seminario de Título para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Little C, A Lara, J McPhee, y R Urrutia. 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.

MacDougall AS, KS McCann, G Gellner, RTurkington. 2013. Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse. *Nature*, 494: 86-90.

Marín VH, LE Delgado, I Vila, A Tironi, V Barrera, C Ibañez. 2014. Regime shifts of Cruces River wetland ecosystem: current conditions, future uncertainties. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42: 160-171.

Marín VH, LE Delgado. 2013. From ecology to society and back: the (in)convenient hypothesis syndrome. *Int. J. Sustainable Development* 16(1/2): 46-65

Marín, VH, LC Rodríguez, HM Niemeyer. 2012. A socio-ecological model of the

Opuntia scrublans in the Peruvian Andes. *Ecological Modelling* 227:136-146.

Martín-López B, E Gómez-Baggethun, JA González, PL Lomas, C Montes. 2009. The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-thinking concepts and research needs. En: Aronoff J.B. (Ed.). *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*. Nova Science Publishers, New York.

MEA (Millenium Ecosystem Assessment, USA.). 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis report*. Island Press, Washington, D.C. 115 pp.

Moreira-Arce D, PM Vergara, S Boutin, JA Simonetti, C Briceño, G Acosta-Jamett. 2015. Native forest replacement by exotic plantation triggers changes in prey selection of mesocarnivores. *Biological Conservation* 258-267.

Muñoz-Pedreros A. y A. Larraín. 2002. Impacto de la actividad silvoagropecuaria sobre la calidad del paisaje en un transecto del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 673-689.

Niemeijer D, RS de Groot. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol. Indic.* 8: 14–25.

NU (Naciones Unidas). 2016. *Objetivos de desarrollo sostenible. 17 objetivos para transformar nuestro mundo*. <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/>

OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos, UE.). 2016. *Evaluaciones del desempeño ambiental: Chile 2016*. Comisión Económica para América Latina y el Caribe

(CEPAL)/Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), Santiago, Chile.

Ostrom E. 2009. A genral framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325: 419 – 422.

Quijas S, B Schmid, P Balvanera 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: a new synthesis. *BasicAppl.Ecol.* 11:582–593.

Remme R, M Schoröter, L Hein. 2014. Developing spatial biophysical accounting for multiple ecosystem services. *Ecosystem Services* 10: 6-18.

Rosenblitt J, R Nazer. 2005. Entre el mar y Nahuelbuta: Historia del asentamiento humano en Arauco. <http://biblioteca.universia.net/autor/Rosenblitt,%20Jaime.html>

Schlatter JE. 1977. La relación entresuelo y plantaciones de *Pinus radiata* D.Don en Chile central. Análisis de la situación actual y planteamientos para su manejo futuro. *Bosque* 2(1):12-31.

Seguel A. 2006. Radiografía al conflicto forestal en el Gulumapu. Antecedentes del conflicto, invasión y consecuencias ocasionadas por Empresas madereras en el territorio Mapuche. 67 pp.

Smith-Ramírez C, ME González, C Echeverría, A Lara. 2015. Estado actual de la Restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 43(1):11-21.

UNEA. 2016. Monitoreo de sequía agrícola. Observatorio agroclimático. Biblioteca de datos climáticos. <http://www.climatedatalibrary.cl/UNEA/maproom/Monitoring/NDVI/NDVI.html>

Uribe S, C Estados. 2010. Manejo de plantaciones de *Pinus radiata* y conservación de fauna silvestre. *Ambiente Forestal* 9:12-19.

Van den Belt M, D Blake. 2014. Ecosystem services in New Zealand agro-ecosystems: A literature review. *Ecosystem Services* 9: 115-132.