

Libros de **Cátedra**

El problema del manejo forestal sustentable

Sarah Burns, Juan Goya y Pablo Yapura
(coordinadora y coordinadores)

n
naturales

FACULTAD DE
CIENCIAS AGRARIAS Y FORESTALES


EDITORIAL DE LA UNLP



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

EL PROBLEMA DEL MANEJO FORESTAL SUSTENTABLE

Sarah Burns, Juan Goya y Pablo Yapura
(coordinadora y coordinadores)

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA



Índice

Introducción	5
---------------------	----------

PRIMERA PARTE

El manejo forestal sustentable y sus definiciones

Capítulo 1

El manejo forestal sustentable	8
--------------------------------	---

Capítulo 2

El manejo forestal sustentable en los acuerdos internacionales	31
--	----

SEGUNDA PARTE

Dimensiones del manejo forestal sustentable

Capítulo 3

Ecología del paisaje y manejo forestal	46
--	----

Capítulo 4

Aspectos políticos y sociales del manejo forestal sustentable	68
---	----

Capítulo 5

Beneficios económicos de los bosques	91
--------------------------------------	----

TERCERA PARTE

Planificación e implementación del manejo forestal sustentable

Capítulo 6

El desarrollo de principios, criterios & indicadores aplicados al manejo forestal sustentable	113
---	-----

Capítulo 7

La evaluación de impacto ambiental en el marco del manejo forestal sustentable	133
--	-----

Capítulo 8

El plan de manejo forestal _____ 155

Apéndice

Un ejercicio de planificación en un caso situado _____ 183

Coordinadora y coordinadores _____ 193

Introducción

En los claustros universitarios es natural considerar que cualquier asignatura que se integra a un plan de estudios de una carrera constituye una auténtica disciplina científica. Es el caso del manejo forestal, una asignatura que conforma el plan de estudios de la carrera de ingeniería forestal desde su creación en nuestra Universidad, en el año 1960. Bien es cierto que, durante casi 45 años, el diseño curricular de esta carrera siguió la tradición española y la denominación de esta asignatura fue ordenación forestal, como aún lo es en las otras universidades que ofrecen el diploma de esta profesión. Dejando aparte la cuestión de la sinonimia, considerar al manejo forestal como una rama de la ciencia es un encuadre epistemológico que, aunque correcto, tiende a infravalorar otra perspectiva desde la cual se puede abordar el estudio de una asignatura como manejo forestal, aquella que la conciba como una actividad humana. Así, bajo la designación de manejo forestal, también es posible estudiar las formas en que se desarrolla la relación entre los seres humanos y los bosques, esos importantes ecosistemas dominados por árboles que cubren alrededor de un tercio de la superficie terrestre y que se distribuyen por todos los continentes, con excepción de la Antártida.

Los bosques son importantes para los seres humanos porque les proveen bienes esenciales como la madera, el producto forestal emblemático, materia prima difícilmente reemplazable para la construcción, la mueblería y la industria celulósico-papelera. Recientemente, también se ha constituido en materia prima renovable para la producción industrial de energía. En forma de leña, la madera para la generación de energía hogareña en la mayor parte del mundo subdesarrollado continúa siendo insustituible. Además, los bosques proveen una miríada de productos forestales conocidos como no madereros, incluyendo alimentos, fibras o medicinas, que son particularmente importantes para las comunidades que viven en los bosques y que, por ello, dependen críticamente de esa provisión para asegurar su salud y soberanía alimentaria. Estos ecosistemas arbóreos también son importantes por la provisión de servicios, a los que ahora es costumbre calificar como *ambientales* o *ecosistémicos*. Uno muy relevante, y que sólo recibió atención en las últimas décadas, es servir como sumidero de carbono y así contribuir a la mitigación del cambio climático. La fotosíntesis que cotidianamente realizan los árboles consume dióxido de carbono, el principal gas de efecto invernadero, el cual es removido de la atmósfera. Los fotosintatos producidos se almacenan en tejidos como la madera, que los mantienen *secuestrados* a largo plazo, constituyendo uno de los sumideros más relevantes a escala global si, además, se considera el carbono secuestrado en los suelos forestales. Y ya que se mencionó la fotosíntesis, el otro producto importante de este bioproceso es el oxígeno, gas que se emite a la atmósfera y así resulta repuesto. Otro servicio importante que proveen los bosques es hospedar una gran diversidad biológica. De hecho, la mayoría de los bosques se encuentran entre los ecosistemas más biodiversos del mundo, junto con los humedales. Con un alcance más local, también es conveniente considerar los servicios de regulación de los ciclos del agua, la protección de los suelos y las oportunidades de recreación y disfrute que proveen los bosques.

Por último, en esta apretada síntesis, también es justo valorar el papel que desempeñan estos ecosistemas en la conformación de la identidad cultural de millones de personas que viven en comunidades en casi todo el mundo.

Como se dijo anteriormente, el manejo forestal puede ser concebido también como la actividad que desarrollan los seres humanos para proveerse de estos bienes y servicios que ofrecen los bosques. Los profesionales forestales que manejan los bosques se proponen como mediadores y facilitadores de esa compleja relación entre seres humanos, con sus necesidades, y los bosques, con sus capacidades. Y como corresponde a una profesión universitaria, funda su accionar y sus intervenciones en el conocimiento científico y tecnológico. En el ejercicio de este mandato profesional, el aprovechamiento de los recursos que proveen los bosques, de una forma tal que se pueda conciliar con la posibilidad de sostener esa utilización para siempre, ha sido y continúa siendo una preocupación central. Por ello, uno de los problemas más estudiados en las escuelas forestales de todo el mundo ha sido la planificación de las cosechas para producir madera de manera continuada y a perpetuidad. Ese período, en el cual pareció no haber otra obligación que sostener las cosechas de madera, se caracterizó porque los criterios económicos fueron prácticamente excluyentes en la concepción y caracterización del problema del manejo forestal. La misma importancia del punto de vista económico aún se puede apreciar en la concepción de los problemas que el manejo forestal ha hecho para el uso múltiple del bosque, aquel que pretendía revocar la supremacía de la madera reconociendo los otros bienes y servicios que se pueden obtener. Como respaldo de esta observación se puede señalar que no resulta casual que la descripción de todo aquello que ofrecen los bosques para la humanidad se haya hecho casi tradicionalmente en términos de bienes y servicios, dos nociones conceptuales arraigadas en la ciencia económica.

Sin embargo, esta prevalencia del pensamiento económico en el manejo forestal fue puesta en cuestión a partir del último cuarto del siglo pasado, al calor de las preocupaciones ambientales que manifiesta toda la humanidad y que han permeado a casi todas las actividades que realiza. En el contexto de esas preocupaciones para matizar el desarrollo, la sustentabilidad fue presentada como una idea nueva que buscaba compatibilizar las posibilidades de satisfacer las necesidades humanas del presente con las necesidades de las generaciones futuras, por una parte. Y por la otra, como una exigencia de que esa búsqueda fuera equilibrada, poniendo en pie de igualdad las dimensiones social y ecológica con la visión económica. Si recordamos que el manejo forestal estudió largamente el problema de conciliar las necesidades con las posibilidades de abastecerse de madera de los bosques a perpetuidad, no es muy difícil apreciar que el espíritu del compromiso intergeneracional de la sustentabilidad está presente en esta disciplina desde su concepción. Por el contrario, la arista de la sustentabilidad que promueve un equilibrio entre las dimensiones social y ecológica con la económica estuvo largamente ausente en la agenda del manejo forestal del pasado. Pero hoy es prácticamente incuestionable que el mandato contemporáneo para el manejo forestal es que sea sustentable. Y que lo sea en los dos sentidos apuntados.

Este libro de cátedra es un reflejo del intento que realizan varios planteles docentes de la carrera de ingeniería forestal por abordar el estudio científico-técnico de las relaciones entre los seres humanos y los bosques, contemporáneamente atravesado por el mandato de garantizar que esta actividad humana, el uso de los bosques, sea sustentable. En el caso específico, el problema del manejo forestal sustentable muestra dos aspectos que merecen consideración especial. Por una parte, es necesario comprender el problema en profundidad y, por la otra, es imprescindible desarrollar estrategias para solucionarlo. Además, tales estrategias deben implementarse en los territorios, razón por la cual es necesario que las y los futuros profesionales estén preparados para poner el conocimiento en acción en situaciones concretas y reales. Así, en la *primera parte* de este libro se presentan y analizan definiciones del manejo forestal sustentable y, dado que el manejo forestal puede ser visto como una problemática global, también se presentan y analizan las definiciones implícitas en varias iniciativas internacionales que se ocuparon de ello. Para aportar a la comprensión de las tres dimensiones de la sustentabilidad en el campo concreto del manejo forestal, en la *segunda parte* se presentan y repasan nociones conceptuales relevantes desde el punto de vista social, ecológico y económico. Como contribución a la problemática concreta de la gestión de los bosques como sistemas administrados, en la *tercera parte* se presentan herramientas para la planificación y la gestión del manejo forestal sustentable. Por último, en un *apéndice* se presenta un problema de manejo forestal como un caso situado. Aunque estilizado, el caso es realista en el contexto argentino y está diseñado para estructurar un ejercicio de planificación que sea abordado y resuelto por estudiantes trabajando en pequeños grupos a lo largo de todo un curso de la asignatura.

CAPÍTULO 1

El manejo forestal sustentable

Pablo Yapura

Introducción

El temor a la escasez y al desabastecimiento de madera es posiblemente la causa más importante para el desarrollo del manejo forestal como una disciplina científica en el sentido moderno del término. De acuerdo con Lowood (1990), hacia mediados del siglo XVIII, en Europa occidental la madera se usaba masivamente para la construcción de viviendas y su calefacción, al igual que para la elaboración de todo tipo de herramientas, incluyendo las que usaban los agricultores y los artesanos. También era la materia prima principal para la industria naval y constituía un insumo crítico de las incipientes industrias del hierro y del vidrio. Particularmente en el entonces territorio de Prusia, actualmente Alemania, quedó bien documentada la preocupación de los funcionarios públicos por el estado de devastación en que habían quedado los bosques luego de la Guerra de los siete años que culminó en el año 1763. Esos funcionarios, con reputación de ilustrados y formados como auténticos administradores de los asuntos públicos, anticipaban severas dificultades para el abastecimiento de la madera que el impulso de la reconstrucción del reino encabezada por Federico el Grande demandaría. Al principio, si bien se propuso e intentó una racionalización en el uso de la madera, pronto resultó evidente que la verdadera solución completa era aumentar la oferta de ese insumo crítico y esencial.

Puesto que los bosques eran propiedad del estado, la producción de madera era un asunto eminentemente público. Con su sesgo de administradores, y armados con una nueva racionalidad de naturaleza económica, estos funcionarios concibieron que la tarea de acrecentar la producción de madera demandaba reconvertir un conjunto de saberes y prácticas dispersas que se aplicaban en los bosques, en un auténtico programa de gestión de un recurso escaso basado en la *cuantificación* y la *racionalización científica* (Lowood, 1990). Es así que, en los siguientes cincuenta años, allí se publica un inusitado número de textos de alto nivel que trataban asuntos relativos a los bosques, incluyendo el primer libro que incluyó *ciencias forestales* en su título. También allí se publica lo que se considera la primera revista científica del mundo dedicada a temáticas forestales y se abren las primeras escuelas forestales de nivel universitario. Es fácil apreciar que la respuesta a la escasez y el desabastecimiento de la madera no fue el racionamiento ni el cambio tecnológico, sino la mejora de las prácticas del uso y manejo de los bosques apoyada en el conocimiento científico.

Sin que resulte una exageración, en el siglo que media aproximadamente desde 1750 hasta 1850, allí se sentaron las bases de las *Ciencias Forestales* modernas, al menos en el hemisferio occidental del mundo. Tampoco resulta exagerado afirmar que allí también se moldeó de manera indeleble la profesión forestal, con características que aún se reconocen en la actualidad. De Lowood (1990) y de Puettman *et al.* (2009) se pueden rescatar los antecedentes y referencias para afirmar que fue en ese contexto histórico que se establecieron las bases de lo que hoy se conoce como *Dasometría*, *Economía Forestal*, *Silvicultura* y *Manejo Forestal* y que entonces colectivamente se denominaban *Ciencias Forestales*. El *árbol tipo*, la *fórmula de Faustmann*, los *sistemas silvícolas* y el *bosque normal* fueron, respectivamente, las construcciones teóricas desarrolladas en ese siglo que resultaron más relevantes para esas disciplinas. Y tan importante como ello es que tales constructos teóricos fueron publicados en textos y revistas científicas, además de formar parte de los planes de estudios de todas las universidades que ofrecían diplomas forestales. También es notable que la importancia de todos ellos haya perdurado más de dos siglos y que algunos todavía continúen ocupando un lugar central en las ciencias y en la profesión forestal.

La revolución industrial, que en Inglaterra fue contemporánea con ese siglo pero que en Alemania recién se generalizaría en la segunda mitad del siglo XIX, implicó el reemplazo de la madera por el carbón mineral como combustible en muchos usos, sobre todo en los industriales. Pero ello no implicó que la madera fuera un producto menos necesario y demandado, probablemente ahora traccionado con más fuerza por el significativo crecimiento poblacional. Lo que cambió fue el tipo de madera requerido, que ya no se orientaba a la generación de energía y, por ende, de pequeñas dimensiones, sino otra más apropiada para usos estructurales y de mayores dimensiones. Contemporáneamente con la generalización de la máquina de vapor, la minería del carbón pasó a ser una actividad importante y en su modalidad de socavón también implicó la demanda masiva de madera estructural para tirantería. Ya en el siglo XX, y de manera generalizada en todo el mundo, la madera se ha convertido en la principal materia prima para elaborar el papel, un bien indiscutiblemente ligado con las necesidades esenciales de comunicación y educación para el hombre y, por ello, de gran importancia cultural.

Los bosques del mundo y de Argentina

De acuerdo con el último reporte periódico de la FAO (2020), ese año la superficie global cubierta por bosques era del orden de los 4.058,93 millones de ha. Eso representaba un 31,13% de la superficie terrestre e implicó una pérdida neta de aproximadamente 177,5 millones de ha con respecto a 1990 a una tasa promedio anual para todo el período de 0,14%. Cabe destacar que los valores más altos se registraron en África y Sudamérica. Asimismo, cabe aclarar que esta pérdida resulta de un balance entre la deforestación y otros procesos que producen el incremento de la superficie cubierta por bosques. Concretamente, en el período 1990-2020 se deforestaron unos 420 millones de ha en todo el mundo. En Argentina, el reporte informa 28,6

millones de ha en la categoría de bosques, con pérdidas que alcanzaron 6,6 millones en el mismo período de 30 años, lo que representa una tasa promedio de 0,70% anual. El valor de la tasa de deforestación estuvo muy por encima del promedio mundial y el país figuró entre los 10 líderes mundiales en esta categoría si se considera la primera mitad de la última década, período en el cual la tasa nacional fue del 1,1% anual. Considerando la última década completa, Argentina ya no se encuentra entre los diez países líderes en pérdidas de bosques.

El informe también señala que, en el año 2015, último año con información a escala global, unos 98 millones de ha fueron afectadas por incendios, de las cuales aproximadamente dos terceras partes se localizaron en África y América del Sur, lo que lo configura como un problema concentrado en bosques tropicales, sobre todo. Para ese año 2015, en Argentina se reportaron poco menos de 130 mil ha de bosques incendiados, mientras que el último registro nacional reportado fue de ca. 550 mil ha en el año 2017. En tanto, plagas, enfermedades y eventos climáticos extremos afectaron alrededor de 40 millones de ha de bosques en ese mismo año 2015 en todo el mundo, las que se localizaron principalmente en áreas templadas y boreales. Argentina no reporta superficies afectadas por estas perturbaciones en el bosque. En tanto, en la década que va del 2000 al 2010 se reportaron 185 millones de ha degradadas en todo el mundo. En el año 2020, el reporte presenta solamente proporciones de bosques degradados sobre el total que resultan de consolidar los informes nacionales de 58 países que monitorean la superficie de bosque degradado, lo que representa tan solo el 38% del área de bosque mundial. En ese subconjunto, la proporción de sus respectivos bosques que consideraron degradados alcanzó al 38%, con un récord para Sudamérica del 79%. Argentina no es uno de los países que hace un seguimiento de la superficie de bosques degradados.

La mayor parte de los bosques del mundo son naturales, representando más del 93% del total. El restante 7% corresponde a bosques plantados, de los cuales alrededor de 3% son *plantaciones forestales*, i.e. bosques cultivados que se manejan intensivamente para la producción de madera, fibra o energía, mientras que el restante 4% es de *otros bosques plantados*, es decir, aquellos cultivados pero no manejados intensivamente. El informe indica que en Sudamérica la proporción de plantaciones sobre la superficie total cultivada es la más alta del mundo, llegando al 99% en 2020. En ese año, la superficie global con plantaciones comerciales es de 131 millones de ha, de las cuales unos 55,8 millones se agregaron en los últimos 30 años, con un pico en la primera década de este siglo de 21,2 millones de ha. En Argentina y para el año 2020 se reportan 1,4 millones de ha plantadas, todas las cuales se clasifican como plantaciones forestales. Este valor representa poco más del 0,5% del total cubierto por bosques del país y, según el reporte, se necesitaron 30 años para casi duplicar la superficie plantada. Los valores relativos a la madera cosechada han sido excluidos del reporte del año 2020 por haberse migrado la información a otra base de datos. Por esta razón, se presentan algunos datos del reporte anterior que corresponden al año 2015 (FAO, 2016). Según este informe, las cosechas anuales de madera eran del orden de los 3.000 millones de m³, siendo la leña el principal producto a escala global ya que explica aproximadamente la mitad del total. Estas remociones representan 0,6% del total de las existencias globales, las cuales se habrían mantenido estables

en los anteriores 25 años. En Argentina, las cosechas fueron del orden de los 15 millones de m³, incluyendo un 30% de leña. Al igual que en el nivel mundial, la proporción de las remociones representaron alrededor de un 0,6% del total de las existencias en pie.

Por su importancia en el plano del cambio climático, del informe también se rescata la información relativa al almacenaje de carbono. En el año 2020 las existencias de carbono en los bosques del mundo, incluyendo todos los reservorios, totalizaron alrededor de 662 Gt, o unas 163 toneladas/ha, de las cuales un 45% corresponden a las que están almacenadas en la materia orgánica del suelo. En el período 1990-2020, las existencias de carbono almacenadas en los bosques del mundo han declinado en algo más de 6,3 Gt (0,03%), principalmente por la deforestación y degradación que se reportó en Sudamérica, África y el sudeste de Asia. La declinación en las existencias de carbono también se ha verificado en Argentina, siendo la deforestación la principal causa como es lógico. Es de notar que el reporte señala que, aun con esta declinación, en el período las existencias de carbono por unidad de área aumentaron en todos los reservorios. Argentina también reporta valores coherentes con esta característica.

En cuanto al uso de los bosques, con categorías que se superponen y con un alcance que no siempre abarcó los 236 territorios informantes, los países del mundo reportan haber designado alrededor de un 28% de la superficie global para uso productivo, la mayor proporción entre todos los fines. El segundo uso reportado es la designación para el uso múltiple, con un área del orden del 18% del total global. Las tierras designadas principalmente para conservar la biodiversidad alcanzan el 10% del total, mientras que aquellas designadas para la protección de suelos y agua llegan a otro 10%. Otro 5% se reporta como designado a la prestación de servicios sociales, valor semejante al reportado para otros usos (científicos, militares, etc.). El restante 24% no se reporta con designación de uso alguna. El área destinada a la producción declinó entre 1990 y 2020, aunque en la última década del período creció en casi todos los subcontinentes reportados. En América del Sur este fenómeno se dio exactamente al revés, aumentando en la primera década y declinando en la última del período, con balance levemente positivo de punta a punta. Por su parte, las áreas destinadas a uso múltiple declinaron a nivel mundial y sudamericano en todo el período. Las superficies destinadas a la conservación de la biodiversidad aumentaron en todos los subcontinentes en el período, con una contribución sudamericana inferior al 5% del total. Las tierras forestales designadas para la protección de suelos y aguas también aumentaron en todos los subcontinentes, con aportes significativos de Europa y América del Sur. Los bosques designados para servicios sociales aumentaron a escala global entre 1990 y 2020, pero mostraron la mayor declinación en Sudamérica.

El informe argentino no muestra una compatibilidad importante entre su sistema de registro y las categorías de uso del informe global. Así, Argentina informa que los bosques designados para la producción son casi exclusivamente las plantaciones forestales con un total de 1,4 millones de ha. Para el resto de las categorías se usan registros de la implementación de la Ley 26.331 y se informan como destinados al uso múltiple un total de 3,2 millones de ha, a la conservación de la biodiversidad un total de 1 millón de ha, mientras que se reportan como otros usos unos 3,5 millones de ha, las que corresponden a recuperación, restauración y sistemas de producción

silvopastoriles, todas categorías del dispositivo legal referido. Por su parte, los designados para servicios sociales representan un ínfimo valor de apenas 3.200 ha. Así, el total sin designación registrada alcanza a 19,4 millones de ha, más de dos tercios del total.

El informe reporta que alrededor de un tercio de los bosques naturales del mundo son primarios y que unos 725,8 millones de ha de bosques están designadas como áreas protegidas. Argentina no reporta la superficie de bosques primarios y el total de bosques reportado en áreas protegidas es de 1,93 millones de ha, todas las cuales corresponden a Parques Nacionales. Este dato resulta incompleto puesto que no se reportan datos de áreas protegidas de jurisdicción provincial.

Los países informan tener más de 2 mil millones de ha del área forestal bajo un plan de manejo forestal a largo plazo, el instrumento mediante el cual se documentan las decisiones de gestión. Esta superficie está en crecimiento en todo el mundo y representa el 54% de la superficie total de bosques del mundo. La distribución global de estas tierras es muy asimétrica, dado que casi la mitad del total está explicado por Europa y la Federación Rusa y alrededor de un cuarto es aportado por Norteamérica. Mientras tanto, en América del Sur y América Central las proporciones del total de tierras con bosque afectadas a un plan de manejo son del 17% y del 11%, respectivamente, las más bajas a escala global. Con datos incompletos, el informe concluye que la tendencia de los últimos 20 años ha mostrado un incremento. Argentina no reporta información sobre las tierras alcanzadas por planes de manejo forestal a largo plazo.

Con datos correspondientes al año 2015, el informe reporta que alrededor de tres cuartas partes de los bosques mundiales son propiedad del estado, aunque esta proporción está en declinación a favor de los que son de propiedad privada, los que representan un 22% del total, mientras que el resto es de propiedad no clasificada. En las tierras de propiedad pública, las administraciones gubernamentales retenían las responsabilidades y derechos de gestión en el 83% de la superficie, mientras que esos derechos se cedían a empresas o instituciones privadas en el 13% de la superficie, mientras que los derechos de manejo eran ejercidos por comunidades en solamente el 2% de las tierras públicas. Los subcontinentes en los que se observa mayor predominio de esta gestión gubernamental son América del Sur y Europa, mientras que los que muestran más importancia de la gestión comunitaria son Asia y América del Sur. En el informe se reporta que, en el período entre 1990 y 2015, la proporción de tierras fiscales concesionadas a compañías privadas pasaron del 2% al 13% del total de las tierras de propiedad pública, un incremento muy significativo. Esta tendencia está claramente liderada por la Federación Rusa, que concesionó 244 millones de ha en ese período. La contrapartida fue una pronunciada caída de la proporción de tierras públicas administradas por agencias gubernamentales, las que pasaron de 96% a 83%, mientras que las gestionadas por las comunidades pasaron de 1% a 2%. El incremento de la proporción de los bosques de propiedad privada se observa principalmente en países de ingresos medios-altos, un tanto sorprendentemente liderado por China. Contrariamente, el informe reporta el decremento de la proporción de bosques en tierras privadas en Sudamérica, liderado en este caso por Brasil. Es de destacar que, en el año 2015, la proporción mayor de estas tierras privadas corresponde a las comunidades locales, tribales e

indígenas en Oceanía (100% del total de tierras privadas), Sudamérica (96% del total) y África (85% del total); mientras, en Europa y Norteamérica más de la mitad corresponde a particulares, entidades comerciales e instituciones privadas. Por su parte, el 30% de las tierras forestales privadas de Asia son comunitarias. Para Argentina, el informe solo especifica que prácticamente todas las plantaciones son de propiedad privada y que los bosques públicos de jurisdicción nacional son los de los Parques Nacionales, alrededor de 1,93 millones de ha. No se reporta información sobre la propiedad de las tierras forestales en las jurisdicciones provinciales. En otras palabras, la mayor parte de las tierras cubiertas por bosque nativo de Argentina se clasifican como de propiedad desconocida.

Definiciones y contexto

No es sorprendente que muchos textos de nivel universitario dedicados al manejo forestal no lo definan de manera explícita. Al fin y al cabo, en ellos el texto entero trata con detalle todo problema o cuestión relevante para la disciplina. Sin embargo, vale la pena recorrer y analizar algunas de las referencias que sí lo han hecho. La primera será aquella incluida en un texto español que data de mediados del siglo xx: «Ordenar un monte es organizarlo conforme a las leyes económicas, sin infringir las biológicas que la investigación selvícola y la epidométrica revelan» (Mackay, 1944). El propio autor nos sugiere *Dasocracia* como término sinónimo de *Ordenación* (de Montes o Forestal), en el sentido de «gobierno económico del monte» y de uso generalizado en España desde el siglo xix. Tanto es así que el término dasocracia ha sido incluido en el *Diccionario de la lengua española* (RAE, 2014), explicitando su etimología griega “dásos”, bosque y “-cracia”, gobierno: «Parte de la dasonomía que trata de la ordenación de los montes, a fin de obtener la mayor renta anual y constante, dentro de la especie, método y turno de beneficio que se hayan adoptado». Lo que interesa de la definición de Mackay es la asociación con la noción de «organización» y el empleo de los conceptos de «leyes» e «investigación». Aunque no se lo haga de manera explícita, en el texto la idea de organización refiere a la administración, a la implementación de acciones de manera planificada, por una parte; y las menciones a las leyes y a la investigación a lo que refieren es al fundamento científico para tales acciones, por la otra. Ambas características están presentes en el manejo forestal desde los albores de la revolución industrial y se puede afirmar que resultan de la influencia que ejerció la experiencia alemana que ya se describió.

Para contrastar se puede recurrir a una definición más moderna, del siglo xxi: «El Manejo de los Recursos Forestales es la ciencia y el arte de decidir sobre la organización, uso y conservación de los bosques y los recursos relacionados» (Buongiorno & Gilles, 2003). En este caso se explicita claramente el carácter científico de su naturaleza, aunque matizado con la inclusión de un cierto carácter artístico. Dado el país de origen de los autores, la referencia artística refiere a una forma del conocimiento vulgarmente asociada con la intuición y la imaginación, que es equívoca, subjetiva y a la que se accede a través de la experiencia. También

es notable que reaparezca la idea de organización y su sentido vuelve a ser el administrativo y planificador que ya se apuntó para la definición española y antigua. La mención acerca de la decisión es novedosa y simplemente enfatiza el punto de vista de la administración, colocando en un lugar central esa etapa del proceso de gestión. La inclusión de la noción de recursos le confiere un sesgo eminentemente antrópico, lo que debe entenderse en el contexto del propósito de aplicar esos conocimientos al uso, por parte del hombre, y la conservación, a cargo del hombre, de un tipo particular entre los ecosistemas, los bosques. No obstante, en otro texto reciente se recomienda una interpretación menos literal sobre este aspecto y se define a las *tierras forestales*, más que a los bosques, como el objeto de estudio y sustrato del manejo forestal (Clutter *et al.*, 1983).

En el repaso de estas definiciones se puede advertir una cierta intención de los autores de concebir al manejo forestal como una disciplina científica. Siguiendo a Bunge (1986), en tal caso lo más acertado sería considerarla como una ciencia aplicada, en tanto aborda problemas del conocimiento cuyas soluciones podrían aplicarse en la realidad. En otras palabras, una disciplina preocupada por crear conocimiento nuevo, normalmente siguiendo alguna forma del método científico, que ayude a entender la realidad, pero con el propósito deliberado de transformarla, esperablemente en algún sentido considerado positivo. El ya mencionado bosque normal suele mencionarse como una teoría en el sentido epistemológico del término, justificando así la caracterización del manejo forestal como una legítima disciplina científica.

Pero la adhesión al punto de vista administrativo también torna apropiado considerar al manejo forestal como una técnica. Nuevamente según Bunge (1986), la técnica pone el conocimiento en acción proveyendo herramientas o diseñando planes de acción para controlar objetos concretos; como un bosque, podría agregarse. Y enumera varios sinónimos para controlar: manejar, administrar, mantener, mejorar o destruir; ordenar, podría agregarse también aquí. Como ya se mencionó, el manejo forestal ha dejado de ser puramente empírico para basarse en los resultados de la investigación científica, razón por la cual vale caracterizarla también como una técnica científica. En el caso particular, el manejo forestal quedaría a medio camino entre una biotecnia y una sociotecnia: estudiará partes e interacciones dinámicas de sistemas con componentes naturales (bio-sistemas) y sociales (socio-sistemas). Para ello adoptará alguna forma del método científico y, además, se propondrá optimizar, desde algún punto de vista, el funcionamiento de los bosques manejados, en tanto bio-socio-sistemas. Esta concepción, que la vincula con la consideración del manejo forestal como una actividad humana que se practica hace siglos, reclama que los profesionales forestales, en tanto administradores, empleen todo el conocimiento científico disponible y, en muchas circunstancias, desarrollen o adopten modelos matemáticos y diseñen experimentos para ponerlos a prueba, todo con el propósito genérico de mejorar la eficiencia de la gestión. En síntesis, la actividad del manejo forestal también puede ser considerada como una técnica científica sin constituir necesariamente una ciencia.

El desarrollo sustentable y el manejo forestal

Hasta no hace mucho tiempo se concibió a muchas actividades humanas como eminentemente económicas y, en tanto tales, preocupadas por la producción y circulación de bienes y servicios para satisfacer las necesidades humanas. En esa preeminencia económica, las cuestiones ambientales primero fueron ignoradas por completo. Luego pasaron a ser consideradas, pero más bien como un factor de la producción o también como una limitación o restricción para ella. En otras palabras, los objetivos siempre fueron económicos y los aspectos ecológicos, cuando fueron atendidos u observados, lo fueron como facilitadores o limitantes de la producción. Es decir, no había actividades humanas que se propusieran objetivos ecológicos y su abordaje normalmente se subordinaba al desempeño económico. Algo semejante puede decirse de las consideraciones puramente sociales, entendiendo por tales aquellas no vinculadas con aspectos comerciales o lucrativos. Esta concepción será cuestionada severamente y cambiará de manera drástica a partir del último cuarto del siglo xx, principalmente en el ámbito de las relaciones internacionales y por impulso del multilateralismo. Y a partir de allí terminaría permeando prácticamente a todas las actividades realizadas por el hombre, sean o no impulsadas por el afán económico.

La *Declaración de la Conferencia sobre el Ambiente Humano de las Naciones Unidas o Declaración de Estocolmo* (Suecia) está considerada como una de las primeras expresiones de la preocupación internacional de carácter ambiental. La Conferencia se desarrolló en el año 1972 y particularmente en ella se reconoció el derecho a un ambiente saludable, la naturaleza global de varios problemas ambientales y la necesidad de la cooperación internacional para resolverlos. Aunque convocada por las Naciones Unidas, su representatividad quedó severamente cuestionada porque los países del Pacto de Varsovia, una organización que reunía a la Unión Soviética con varios países del este europeo, decidieron no asistir como protesta por la exclusión de Alemania del Este, país cuyo estatus como miembro de las Naciones Unidas era cuestionado. En la propia Conferencia también se plantearon serias diferencias entre países desarrollados y subdesarrollados. Finalmente, en la Declaración se establecieron 26 principios relativos al ambiente y al desarrollo, se aprobó un plan de acción y una resolución. Su influencia no ha sido muy importante en las discusiones posteriores, posiblemente porque aún persistía, en ese ámbito y en esos tiempos, una visión sesgadamente economicista. Como un ejemplo de ello basta referir que uno de los principios establecía que la «política ambiental no debía obstaculizar el desarrollo». En ONU (1973) se han compilado los documentos finales que resultaron el producto de esta Conferencia.

Una década más tarde, en el año 1983, las Naciones Unidas retoman las discusiones sobre estos asuntos a través de la creación de la *Comisión Mundial para el Ambiente y el Desarrollo*. Entre otras tareas, la Comisión debía encargarse de proponer estrategias a largo plazo para lograr el desarrollo sustentable hacia el año 2000. La Comisión estuvo presidida por Gro Brundtland, una política laborista que había sido Primera Ministra de Noruega, y estuvo compuesta por más de 20 políticos y expertos en economía y ecología de 21 diferentes países.

La Comisión, que pasó a la posteridad como la *Comisión Brundtland*, trabajó hasta el año 1987 y organizó múltiples encuentros públicos en todo el mundo para receptar y recopilar visiones, opiniones y recomendaciones. Producto de ese trabajo, en el año 1987 publicaron un voluminoso informe titulado *Nuestro Futuro Común*, aunque previsiblemente el mismo también pasó a la posteridad como el *Informe Brundtland*.

Contrastando con la preeminencia de lo económico, el informe sostiene una visión en la que las cuestiones ambientales no pueden considerarse por separado de las económicas. En palabras de la propia presidenta de la Comisión: «... el “ambiente” es donde vivimos; y el “desarrollo” es lo que hacemos intentando mejorar nuestra parte dentro de aquella morada. Las dos son inseparables». En el preámbulo del informe se repasan las cuestiones que siguen fracasando en el plano del desarrollo como el hambre, el analfabetismo, los problemas de acceso al agua potable, vivienda digna y leña para cocinar y calefacción. A todo ello le agrega la brecha entre países ricos y pobres, señalando que la misma se ampliaba y mostraba escasas posibilidades de reversión. De igual modo repasa los principales problemas ambientales como la desertización, la deforestación, la contaminación, el calentamiento global y el agotamiento de la capa de ozono. Como una expresión de la imposibilidad de separar el desarrollo económico de las cuestiones ambientales, el informe señala que muchas formas del desarrollo erosionan los recursos ambientales que necesitan o degradan el ambiente y así comprometen el desarrollo económico. La pobreza es señalada simultáneamente como causa y efecto de los problemas ambientales globales, lo cual supone la inutilidad de abordar los problemas ambientales sin una perspectiva más amplia que incluya la pobreza en el mundo y la inequidad internacional. De nuevo, en palabras de la presidenta: «Estos vínculos entre pobreza, desigualdad y degradación ambiental fueron un tema central de nuestros análisis y recomendaciones. Lo que se necesita ahora es una nueva era de crecimiento económico, un crecimiento que de manera forzada y simultánea sea socialmente y ambientalmente sustentable».

Sin dudas, la contribución más perdurable de la Comisión ha sido la definición: «Desarrollo sustentable es aquel que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades». El informe aclara que las necesidades a las que se refiere son particularmente las necesidades esenciales de los pobres del mundo, a lo cual exige darle máxima prioridad. Y también estipula que el desarrollo sustentable implica límites sobre los recursos ambientales y la capacidad de la biósfera para absorber los efectos de las actividades humanas, aunque reconoce que tales límites no son absolutos sino relativos a la tecnología y la organización social. También por su carácter pionero, otras contribuciones del informe que se pueden destacar son el reconocimiento de los intereses de las comunidades indígenas y la importancia de las cuestiones de género en estos debates. Sin temor a la exageración, el informe puede considerarse como una de las más altas expresiones del multilateralismo que se orienta a la prosperidad, con justicia y solidaridad, en las relaciones internacionales. El informe ha sido publicado con acceso abierto por las Naciones Unidas (UNSG y WCED, 1987).

Junto con la definición de Desarrollo Sustentable, el otro legado de la Comisión Brundtland fue el establecimiento de un conjunto de bases comunes, tanto políticas como conceptuales, sobre las cuales se apoyó todo el andamiaje que las Naciones Unidas construyó a partir de su *Conferencia sobre el Ambiente y el Desarrollo*, más popularmente conocida como *Cumbre de la Tierra*, realizada en Río de Janeiro (Brasil) en 1992. Además de la representatividad que implicó la participación prácticamente plena de los más de 170 países miembros por ese entonces, la Cumbre produjo avances muy significativos, sobre todo si los compara con su antecedente de Estocolmo. En ese marco se acordaron los documentos finales de tres Convenciones que consecuentemente empezaron a ser suscriptos por los países miembros: la del Cambio Climático, la del Combate a la Desertización y la de la Biodiversidad. En las tres Convenciones se establecieron compromisos legalmente vinculantes para los países signatarios, es decir, obligatorios, toda una novedad en materia ambiental. Las Conferencias de las Partes que se realizan en el marco de las tres convenciones mantienen activas las discusiones hasta el presente: la de Cambio Climático se reunió 28 veces, la de Biodiversidad 15 y la de Desertización 15.

En la Cumbre también se aprobaron tres documentos que no revisten carácter de legalmente vinculantes: una declaración, un plan de acción y un documento específico sobre los bosques. En la tradición de la Conferencia de Estocolmo, la *Declaración de Río sobre el Ambiente y el Desarrollo* se estructuró como una nómina de 27 Principios que sirvieran de orientación a los países signatarios para la búsqueda del desarrollo sustentable. Sin contradicción alguna con la visión que se desarrolló en el Informe Brundtland, desde el carácter inescindible entre desarrollo y protección ambiental hasta la importancia de las comunidades indígenas y las cuestiones de género, estos Principios agregan a la agenda internacional otra contribución de significativa importancia y perdurabilidad: el criterio o enfoque de precaución (Principio 15). Por su parte, el principio del contaminador-pagador (Principio 16) y las evaluaciones de impacto ambiental (Principio 17), que habían constituido recomendaciones secundarias en el Informe, ahora resultan elevadas a la categoría de principio y concebidos, en tanto tales, como instrumentos sustantivos. El plan de acción se denominó *Programa 21* en referencia al siglo XXI y con muy pocas modificaciones se lo mantiene como vigente. El programa también es conocido como *Agenda* e incluyó un capítulo dedicado a los bosques que se tituló *Lucha contra la Deforestación*, el capítulo 11. Sin embargo, sus contenidos refieren a un auténtico y comprehensivo programa para el uso sustentable de los bosques, más que al problema de la deforestación en sí mismo. Posteriormente, la Agenda como tal ha dado origen al establecimiento de 17 metas globales que son conocidas como *Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Los objetivos forman parte de la *Agenda 2030*, un documento que perfecciona la Agenda 21 de las Naciones Unidas.

El uso y manejo de los bosques no escapaban a la concepción económica prevalente y las preocupaciones globales quedaron reflejadas en las discusiones de la Cumbre, aunque de una manera absolutamente particular. El documento específico sobre los bosques que se aprobó se denominó oficialmente «Declaración Autorizada, Sin Fuerza Jurídica Obligatoria, de Principios para un Consenso Mundial Respecto de la Ordenación, la Conservación y el Desarrollo

Sostenible de los Bosques de Todo Tipo», y es más conocido y referido como los *Principios Forestales*. Unos pocos años antes de la Cumbre se había propuesto la aprobación de una Convención sobre los Bosques e, influidos por el clima de entusiasmo de las discusiones preparatorias, pocos dudaban que eso ocurriría en Río de Janeiro. Sin embargo, las discusiones fueron arduas, trabajosas y finalmente infructuosas. Las principales diferencias se plantearon entre los países desarrollados, que proponían que los bosques eran un bien público de carácter global, mientras que los países subdesarrollados sostenían que constituían parte de los recursos de la soberanía nacional. Un tercer punto de vista, que sostenía que son bienes públicos, pero de carácter local, no contó con adhesiones gubernamentales de peso. Naturalmente, todos declaraban adherir al objetivo de la conservación de los bosques y su uso sustentable, pero divergían en cuanto a las responsabilidades que le cabía a cada uno de los países. La transferencia de tecnología ambiental, los recursos financieros e incluso condonaciones compensatorias de deuda externa fueron demandas que se les plantearon a los países industrializados y ocuparon buena parte de los debates. Finalmente, no hubo Convención forestal y el documento que se aprobó no fue vinculante.

El documento explicitó 15 Principios, muchos de ellos itemizados, que reflejaban el espíritu general de la Cumbre y de las discusiones forestales, en particular. Específicamente, hay varias referencias a la soberanía nacional y también a la cooperación internacional, normalmente hechas con sentido económico, para varios de los objetivos buscados como la creación de reservas, por ejemplo. Tampoco falta la alusión a la necesidad de reducir la deuda externa de los países subdesarrollados. En uno de los principios se define el manejo forestal sustentable con las clásicas referencias a las responsabilidades intergeneracionales. Allí también hay un reconocimiento de las múltiples dimensiones involucradas y, en la tradición del uso múltiple, una enumeración de no menos de una docena de bienes y servicios que los bosques deberían producir. Merece notarse el reconocimiento del derecho de los países a convertir tierras forestales en otros usos, siempre que ocurran de manera planificada y promuevan el desarrollo socioeconómico. También se puede destacar el reconocimiento de la importancia de las plantaciones, de las cuales se mencionan tres aspectos: proveer materia prima para la industria, disminuir la presión sobre los bosques naturales y proveer madera para la generación de energía con fines industriales y domésticos, esto último reflejando que la leña siempre fue un producto forestal de gran importancia en todo el mundo. Es sintomático que toda alusión a los bosques se especifique como de alcance global, lo que se explicitó en el preámbulo usando la expresión «todo tipo de bosques, tanto naturales como plantados, en toda geografía y clima, incluyendo los australes, boreales, templados, subtemplados, tropicales y subtropicales». Otro principio enumera a las partes interesadas, a las que se concibe con derecho a participar en las discusiones: comunidades locales y pueblos indígenas, organizaciones industriales, de trabajadores y no-gubernamentales; también se incluye a las mujeres y a los habitantes del bosque. Y a los pueblos indígenas, además, se les reconoce el derecho a que se respeten sus valores, intereses y cultura, promoviendo beneficios económicos para ellos y las posibilidades de lograr el bienestar general, reconociendo que ciertos sistemas de tenencia de la tierra pueden

facilitar el manejo sustentable. El tono genérico debe analizarse con su complemento programático mucho más detallado, el ya señalado capítulo 11 de la Agenda 21. En ONU (1993) se han compilado los documentos finales que fueron el producto de esta Conferencia.

Sobrevolando el debate sobre la necesidad de una Convención y con el mandato de implementar los Principios Forestales y el capítulo 11 de la Agenda 21, a partir del año 1995 se suceden el Panel Forestal Intergubernamental, el Foro Forestal Intergubernamental y finalmente el Foro Forestal de las Naciones Unidas, tres instancias multilaterales de cooperación internacional en el máximo nivel. En el ámbito de esta última, la que se encuentra aún activa, se promovió la aprobación por parte de la Asamblea General de las Naciones Unidas en el año 2007 de un «Instrumento sin Fuerza Jurídica Obligatoria para Todo Tipo de Bosques». Los objetivos allí explicitados fueron cuatro: revertir la pérdida de cubierta forestal y prevenir la degradación, promover los beneficios sociales, económicos y ambientales de los bosques, incrementar el área de bosques manejados sustentablemente y el área de bosques protegidos, y revertir la declinación de la asistencia oficial. En Singer y Giessen (2017) y en Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019) se puede encontrar una síntesis de este recorrido histórico y de la relevancia de estas iniciativas posteriores a la Cumbre de Río en el marco de la política forestal internacional.

El manejo forestal sustentable

Muchos autores consideran que el primer uso del término sustentable en el sentido contemporáneo del término se puede encontrar en un texto forestal de Sajonia, actualmente Alemania, publicado en el año 1713 (e.g. Schmithüsen, 2013). El libro se tituló *Silvicultura Económica* y su autor fue Carl von Carlowitz, un oficial del estado a cargo de la administración minera del entonces Electorado de Sajonia y actualmente se puede encontrar una versión digital de ese texto en internet. Como fue dicho antes, fue el temor a la escasez y desabastecimiento del que fue el principal producto forestal por siglos, la madera, lo que motivó su desarrollo. Concretamente, el término surge en un pasaje del texto en el que se establece el balance necesario entre crecimiento y «cultivo», tal la expresión que se usa para referir a las existencias, para que el uso de los bosques sea continuo, estable y sostenido. Claramente, en el texto hay una consideración intergeneracional de la cuestión y, si además se considera que hay referencias a preocupaciones ecológicas y sociales, aunque en sentido más laxo que estricto, se puede decir que la visión de la sustentabilidad es casi actual.

No obstante esto último, la interpretación más precisa y genuina para el uso que se hizo del término es aquella que lo relaciona principalmente con el objetivo de la provisión continua de madera bajo la denominación de *rendimiento sostenido*. Esta idea, que ha sido caracterizada como una «doctrina» (Glück, 1987) de manejo forestal, el «punto focal de su fe» (Wiersum, 1995) e incluso su «santo grial» (Grober, 2007), puede ser expresada sencillamente como el mandato de producir una cantidad aproximadamente constante de madera comercial todos los años. Según Davis *et al.* (2001), las condiciones europeas de los siglos XVIII y XIX, con predominio de

bosques públicos, cosechados anteriormente por siglos y con usos de la madera que cambiaban poco o muy lentamente, determinaron que el autoabastecimiento de productos forestales fuera una meta de la política en muchos países. La estabilidad económica como valor superior creó las condiciones para establecer firmemente la convicción de que era necesario ordenar los bosques para obtener una cosecha anual o periódica que fuera además constante. Y que tal cosecha se equilibraba necesariamente con el crecimiento anual o periódico del bosque. Ese bosque ordenado, en el que se cosecha el equivalente al crecimiento, es lo que también tempranamente constituyó una teoría, la del *bosque normal*.

La adopción del mandato en los Estados Unidos de América de principios del siglo xx es otra muestra de la influencia alemana. Es conocido que los primeros profesionales forestales norteamericanos eran alemanes o habían estudiado en Europa. En Estados Unidos de América, además, los mismos temores por el desabastecimiento de la madera condujeron a la creación de los *Bosques Nacionales*, un sistema de tierras federales del orden de los 100 millones de hectáreas que el gobierno central fue adquiriendo desde fines del siglo xix para promover el uso de los bosques bajo un modelo de manejo forestal fuertemente inspirado en la doctrina del rendimiento sostenido. Con cierta originalidad, Gifford Pinchot, uno de los primeros Jefes del Servicio Forestal estadounidense, la agencia pública que administra esas tierras, extendió la noción de rendimiento sostenido de la madera a otros bienes y servicios del bosque. Efectivamente, ya en los primeros años del siglo xx explicitó que los Bosques Nacionales se manejarían para el uso racional del agua, la madera y el forraje para el ganado. Y explicitó como racional al uso conservacionista de los recursos, aquel en que se equilibra el uso con la tasa de reposición del recurso aprovechado. En otras palabras, un uso respetuoso de la permanencia del recurso, es decir, de la posibilidad de seguir entregando beneficios a perpetuidad. Además de anticipar otra corriente que tardaría un poco más en florecer, la del *uso múltiple*, su fórmula clásica de usar los bosques para el «mayor bienestar de las mayorías en el largo plazo» lo han ubicado, con justa certeza, dentro de la corriente filosófica del utilitarismo de Jeremy Bentham. (Grober, 2007).

En este período del rendimiento sostenido y de primacía de la madera, lo más benevolente que se puede afirmar con respecto a ambas ideas es que se fundaban en la creencia subyacente de que todos los demás bienes y servicios del bosque se producían espontáneamente y en proporciones adecuadas como consecuencia de la producción de madera. Es decir, una idea sin bases científicas. Glück (1987) calificó a esta concepción como fundada en la *teoría de la estela*, en alusión a la estela de los barcos que se produce automáticamente y como consecuencia de su esencia, la navegación. La concepción equivalía a asumir que los demás bienes y servicios del bosque vienen en la estela de la producción de madera, como subproductos espontáneos.

Hacia mediados del siglo xx, esta visión fue cambiando hacia una más preocupada por la diversidad de bienes y servicios que los bosques manejados pueden producir. También descrita como una «doctrina», o «concepción», o un «principio» de manejo forestal, su formulación más conocida se puede encontrar en una ley federal norteamericana. Allí se estableció, en el año 1960, que los Bosques Nacionales administrados por el gobierno federal debían manejarse con

propósitos recreativos, forrajeros, madereros, de protección de las cuencas y para la vida silvestre. Es decir, para la provisión de múltiples bienes y servicios. La ley se denominó de «Uso Múltiple y Rendimiento Sostenido» y la formulación incluye sus respectivas definiciones (CEUA, 1960). La del *uso múltiple* establece que «es el manejo de todos los distintos recursos renovables superficiales de los Bosques Nacionales de forma que sean utilizados en la combinación que mejor satisfaga las necesidades del pueblo norteamericano.» En este contexto legal concreto, el agregado de la condición «superficiales» excluye los recursos minerales, que a los fines del manejo forestal pueden ignorarse. Por su parte, el rendimiento sostenido de los varios productos y servicios «consiste en lograr y mantener a perpetuidad un alto nivel de producción anual o periódica de los distintos recursos renovables de los Bosques Nacionales sin menoscabo de la productividad de la tierra.» Las dos definiciones son elocuentes y no necesitan demasiadas precisiones. Evidentemente, pretendían marcar el fin de la era de la supremacía de la madera. Aprovechando la mención del Servicio Forestal, vale la pena consignar que, un poco más tempranamente a la sanción de esta ley, entre los años 1930 y 1950, esta institución desarrolló y adoptó para el mismo sistema federal de tierras forestales, la noción de «estabilidad de las comunidades», la que pasó a formar parte de los objetivos explícitos de sus planes de manejo forestal. El sentido que se le daba a esta estabilidad refería claramente a los procesos sociales en las comunidades locales que dependen económicamente, y de manera crítica, del flujo de materias primas y productos forestales para mantener los niveles de empleo y actividad económica, en esencia. Se trata de uno de los primeros ejemplos en que se considera que el uso de los bosques tiene una dimensión social significativa (Wiersum, 1995).

A pesar de sus atractivos, la doctrina del uso múltiple igualmente suscitó polémicas, muchas de las cuales estaban relacionadas con las formas de implementación en unidades de manejo forestal concretas. Leary (1985) ha realizado un interesante intento por conceptualizar y exactificar la doctrina, con el cual potencialmente se podrían describir todas las variantes de implementación a las que cabrían considerar como casos específicos del uso múltiple. Para este autor se debe especificar un conjunto de localizaciones espaciales junto con un horizonte temporal, concibiendo dentro de esa intersección a las poblaciones bióticas y abióticas relevantes, identificando entre las bióticas aquellas que harán uso de las otras, sean bióticas o abióticas. Como un subconjunto de aquellas que sean usuarias, normalmente se incluirá a las poblaciones humanas. Y la caracterización se completaría con los administradores, siempre presentes en todo sistema socio-natural manejado. Además, el autor sugiere identificar poblaciones concretas en lugar de entes ideales, como *vida silvestre*, y desechar la noción de *recurso*, otra construcción ideal y no concreta, para considerar interacciones de uso y así evitar conceptualizaciones problemáticas. Luego se enumeran los tres puntos de vista relevantes, a los cuales caracteriza como *tradiciones*, desde los cuales el hombre suele construir sus escalas de valores para participar y tomar decisiones en los problemas del uso múltiple de los bosques: la económica, la ecológica y la biocéntrica. En la económica identifica a la eficiencia de la producción conjunta como el valor más importante. Por otra parte, en la tradición ecológica ubica la estabilidad de las comunidades y en la biocéntrica el derecho a la existencia de todos los seres

vivos. Al notar que este último valor no tiene relación con ningún constructo científico, reflejando entonces consideraciones más de índole moral (en tanto rama de la filosofía), propone que sea la extinción de las especies, o mejor su contrario, la viabilidad, quien tome ese papel para facilitar el diálogo con base científica entre las tres tradiciones. Este enfoque, al que Leary (1985) caracteriza como holístico, es el que propone para tomar decisiones en problemas de uso múltiple bien formulados.

Ya en la última década del siglo xx, y como consecuencia de las discusiones globales sobre las problemáticas ambientales que ya se reseñaron, resultó casi natural que la noción de sustentabilidad llegara al manejo forestal. De hecho, uno de los Principios Forestales que se aprobaron en la Cumbre de Río en el año 1992 expresaba lo que puede considerarse como una definición del *manejo forestal sustentable*: «Los recursos y las tierras forestales deberían ser manejados sustentablemente para satisfacer las necesidades sociales, económicas, ecológicas, culturales y espirituales de las generaciones presentes y futuras. Las necesidades incluyen productos y servicios forestales, tales como la madera y sus productos, agua, alimentos, forrajes, medicamentos, combustible, vivienda, empleo, recreación, hábitat para la vida silvestre, diversidad paisajística, reservorios y sumideros de carbono y otros productos forestales.» (UNSG y WCED, 1987).

Como bien se puede observar, el objeto del manejo forestal no es el bosque sino los recursos y las tierras forestales, concepción que ya había sido señalada en una de las definiciones dadas. Coherentemente con las visiones del desarrollo sustentable de la Cumbre, el propósito es satisfacer necesidades en varias dimensiones, incluyendo hasta las espirituales, y con el requerimiento de la equidad intergeneracional. Además, se adopta una parte de la doctrina del uso múltiple y se listan doce valores que al manejo forestal deben preocuparle. A los ya clásicos como madera, forrajes, empleo y recreación, se agregaron otros más contemporáneos como el hábitat para la flora y fauna silvestre, la diversidad paisajística y el secuestro de carbono.

Al igual que en el caso de la doctrina del uso múltiple, una de las principales críticas que se le formuló a la noción de manejo forestal sustentable es su dificultad inherente para resultar operacionalizada, es decir, ser concretada en la realidad. Esto parece ser común a cualquier actividad que pueda ser caracterizada como una doctrina, y ciertamente el manejo forestal sustentable cae en esa categoría. Se ha señalado que se trata más de una construcción social y política que científica, lo que justificaría las dificultades para definirlo y cuantificarlo con objetividad (Schlaepfer y Elliott, 2000). También se ha señalado el alcance universal e incuestionable de su carácter aspiracional, aunque las definiciones que se usan corrientemente son señaladas como amplias y ambiguas, y por ende propensas a generar contradicciones (Wiersum, 1995). Asimismo, en estos textos se ha indicado que no implica una escala espacial en particular e incluso se puede considerar que la equidad intergeneracional está sujeta a más de una interpretación: ¿sólo la generación siguiente?, ¿varias?, ¿todas? Obviamente, se ha notado también que los valores a sostener pueden sugerir decisiones contradictorias. Por ejemplo, sostener ciertos niveles de producción de madera o forraje puede resultar detrimental para una o varias especies animales amenazadas de extinción, ya sea local o regionalmente.

Otro ejemplo obvio es la conservación de la biodiversidad, un objetivo que reclama ecosistemas forestales relativamente intactos y con procesos funcionales relativamente íntegros, condiciones que normalmente empeoran el desempeño económico.

Más o menos simultáneamente con estos debates, pero probablemente más circunscripto dentro de los círculos de las ciencias ecológicas, también se propuso la noción de *manejo ecosistémico* como una forma de operacionalizar las ideas de la sustentabilidad. Por ejemplo, la definición de Christensen *et al.* (1996) fue: «es el manejo dirigido por objetivos explícitos, ejecutados mediante políticas, prácticas y protocolos, e implementado de manera adaptable por el monitoreo y la investigación fundada en nuestra mejor comprensión de las interacciones y los procesos ecológicos necesarios para sostener la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas». En el mismo reporte se enumeran los elementos incluidos en el manejo ecosistémico: priorización de la sustentabilidad, establecimiento de objetivos mensurables, uso de modelos y entendimiento ecológico adecuados, reconocimiento de la importancia de la complejidad y conectividad, del carácter dinámico de los ecosistemas, del contexto y la escala, consideración del hombre como componente de los ecosistemas y adopción de la adaptabilidad y rendición de cuentas. Asimismo, enumera cinco preceptos científicos fundamentales: el carácter crítico de las escalas espacio-temporales que se adopten, la importancia para el funcionamiento ecosistémico de la estructura, diversidad e integridad, los desafíos del carácter dinámico de los ecosistemas y, finalmente, la condición incierta, sorprendente y limitada del conocimiento disponible.

Como se puede apreciar, la pretensión fue que no faltara ningún aspecto considerado relevante. Y como podía preverse, esta nueva doctrina también suscitó acalorados debates y controversias, no dejando definitivamente resuelto tampoco el problema de su implementabilidad, la anhelada operacionalización que reclamaba la profesión forestal. Observando que este paradigma busca reforzar la aplicación del conocimiento ecológico al manejo forestal, a la vez que constituye una de las contribuciones científicas más importantes para materializar las ideas de la sustentabilidad, Schlaepfer & Elliott (2000) proponen un conjunto de principios de uso o manejo sustentable de los recursos ecosistémicos, los que se pretenden definidos con carácter operacional:

- Es holístico, en el sentido de considerar todas las dimensiones (ecológicas, económicas, tecnológicas y sociales), el corto, mediano y largo plazo y todas las escalas espaciales, desde el rodal hasta el paisaje. Además, se concentra en las interacciones e incorpora la experiencia y la información científica.
- Es ecosistémico, en el sentido de considerar los problemas desde una perspectiva sistémica, concretamente ecosistémica, como opuesta a considerar una o unas pocas especies o componentes y no prestar atención a las interacciones y procesos.
- Tiene perspectiva de paisaje, en el sentido de que ningún ecosistema puede ser manejado aisladamente y que hay una dinámica con sus propias propiedades emergentes a la escala de mosaico de ecosistemas. Rescata la importancia de la matriz y la conectividad entre parches para varios procesos ecológicos.

- Fija objetivos múltiples, sociales, económicos y ecológicos y los pondera adecuadamente. En la tradición del uso múltiple se opone a los riesgos del uso dominante, los que se agravan si repiten la supremacía de la madera u otro objetivo simplificador.
- Es integrador, en el sentido que rechaza toda disociación en la planificación, decisiones e implementación. Tampoco acepta disociaciones en enfoques, institucionalidad y escalas espacio-temporales.
- Incluye la participación, en el sentido de que las decisiones no son una cuestión de expertos o partes interesadas con poder, exclusivamente. Además, las partes interesadas pueden dialogar para resolver las diferencias en sus escalas de valores.
- Está basado en el monitoreo, en el sentido de que evalúa y mide los resultados de toda decisión para saber si se aplicaron según lo planeado y si se cumplieron los objetivos. Provee evidencia para validar empíricamente las hipotéticas relaciones causa-efecto que se propusieron.
- Es adaptativo, en el sentido de que se concibe como un proceso de aprendizaje permanente. Toda decisión de manejo puede concebirse como hipotética o conjetural y, como tal, puede ser sometida a prueba. El manejo adaptativo experimenta, monitorea y cambia las prácticas en base a lo aprendido y la experiencia acumulada.
- Está basado en la ciencia y el buen juicio, en el sentido de que la ciencia describe, explica y predice fenómenos de la realidad y el buen juicio es aquel que reflexiona con profundidad y tolerancia.
- Considera las reacciones cognitivas, emocionales y morales, en tanto pueden obstaculizar o dificultar la búsqueda de consensos para reconciliar diferencias de valores.
- Está basado en el principio precautorio, un enfoque que propone ponderar los riesgos de daños irreversibles con la falta de conocimientos científicos como argumento para ignorarlos.

Implementaciones actuales

A pesar de las dificultades señaladas para implementar estas doctrinas en situaciones realistas, deben notarse avances significativos. Aquí se repasarán someramente dos iniciativas que intentan materializar el manejo forestal sustentable en escalas espaciales e institucionales diferentes: en el nivel nacional y en el nivel de unidad de manejo forestal. Y se propone concebir sus principios, criterios e indicadores como una definición operacional de la esquivada noción de manejo forestal sustentable.

En el año 1994, es decir, apenas dos años después de la Cumbre de Río de Janeiro, se reunió por vez primera el Grupo de Trabajo sobre criterios e indicadores para la conservación y el manejo sustentable de los bosques templados y boreales, una iniciativa más conocida como el

Proceso de Montreal (Payn y Barnard, 2020). Actualmente reúne a una docena de países, entre ellos Argentina, que colectivamente representan el 90% de los bosques templados y boreales del mundo. Un año después y reunidos en Chile publicaron la *Declaración de Santiago* en la que, además de explicitar su adhesión al manejo sustentable de sus propios bosques, propusieron 7 criterios y 67 indicadores como una referencia para que los gobiernos nacionales encargados de formular e implementar políticas forestales pudieran evaluar el avance hacia el manejo forestal sustentable. Unos pocos años después, los países miembros empezaron a publicar sus Informes Nacionales, en los que se reporta el estado de cada uno de los indicadores. Argentina ha realizado tres de estas comunicaciones oficiales, todas disponibles públicamente en el sitio del proceso. La última corresponde al año 2017 (Acosta *et al.*, 2021).

Esta iniciativa multilateral reconoce como fuerte motivación los Principios Forestales y la Agenda 21 de la Cumbre de Río de Janeiro. También adopta la definición de manejo forestal sustentable del Foro Forestal de la Naciones Unidas: «un concepto dinámico y evolutivo, destinado a mantener y aumentar el valor económico, social y ambiental de todos los tipos de bosques, en beneficio de la generación actual y las futuras». Sin embargo, la verdadera definición que la iniciativa propone es aquella contenida y detallada en sus criterios e indicadores, la cual además debe recordarse que fue pensada para medir el progreso de los países en la implementación del manejo forestal sustentable. Aquí sólo se listarán los criterios y sus fundamentaciones, en su formulación actual (Proceso de Montreal, 2015):

- Criterio 1.** Conservación de la diversidad biológica: la biodiversidad es vital para la capacidad de respuesta de los ecosistemas ante los disturbios y para mantener los procesos ecológicos esenciales. La preocupación abarca la diversidad genética y específica, la de hábitats y también la ecosistémica.
- Criterio 2.** Mantenimiento de la capacidad productiva de los ecosistemas forestales: la producción sustentable de bienes y servicios depende de la capacidad productiva y su alteración depende de no vulnerar los niveles de cosecha o extracción de forma tal que afecten el funcionamiento y los procesos ecosistémicos.
- Criterio 3.** Mantenimiento de la salud y vitalidad del ecosistema forestal: la salud y vitalidad de los ecosistemas forestales dependen de las funciones y procesos ecosistémicos para responder ante los disturbios.
- Criterio 4.** Conservación y mantenimiento de los recursos suelo y agua: estos recursos sostienen el funcionamiento y la productividad de los ecosistemas forestales, los cuales por sus efectos reguladores del ciclo hídrico resultan críticos para la calidad de vida humana.
- Criterio 5.** Mantenimiento de la contribución de los bosques al ciclo global del carbono: los bosques son uno de los reservorios terrestres más importantes de carbono y desempeñan un papel clave en el ciclo global del carbono, como fuente o sumidero, con consecuencias en el cambio climático y el calentamiento global.
- Criterio 6.** Mantenimiento y mejoramiento de los múltiples beneficios socioeconómicos a largo plazo para cubrir las necesidades de las sociedades: muchas necesidades humanas

dependen de los bienes y servicios que proveen los bosques, en algunos casos incluso comprometen la propia subsistencia.

Criterio 7. Marco legal, institucional y económico para la conservación y el manejo sustentable de los bosques: el contexto legal, institucional y económico condiciona positiva o negativamente las posibilidades de implementar acciones para mejorar el desempeño en los restantes criterios.

Para ilustrar los esfuerzos de implementación en el nivel de unidad de manejo forestal se presenta brevemente la iniciativa de la certificación forestal, en particular la del Consejo de Manejo Forestal, una organización no-gubernamental más conocida como FSC, por su acrónimo inglés *Forest Stewardship Council*. La organización como tal se registró oficialmente en el año 1994 en México y su propósito declarado es promover el manejo ambientalmente adecuado, socialmente beneficioso y económicamente viable de los bosques del mundo. Para ello sostiene un sistema completo de certificación del manejo forestal que opera globalmente y que se ha diseñado para ser aplicable a todos los bosques del mundo y en el nivel de unidad de manejo forestal. Por la fecha de su creación y por un reconocimiento que se hace explícito, la organización también es consecuencia de los resultados, positivos y negativos, de la Cumbre de Río de Janeiro de 1992.

En la certificación forestal se contrastan las operaciones de una unidad de manejo forestal concreta contra un estándar que explicita los requerimientos a auditar (Nussbaum y Simula, 2005). En el FSC todos los estándares de manejo que se aplican se derivan de un único documento que se conoce como *Principios y Criterios del FSC para el Manejo Forestal Responsable*, al cual luego se le agregan los indicadores correspondientes. Tanto los principios, que son 10, como los criterios, que son 70, están formulados en un estilo claramente normativo, especifican un deber ser u obligación de cumplir, lo cual está a cargo de «la organización» o responsable de las decisiones que se toman en la unidad de manejo forestal. Aquí también se repasan brevemente los principios en su versión actual (Forest Stewardship Council, 2015):

Principio 1. Cumplimiento de las leyes: la organización deberá cumplir todas las leyes, reglamentos y tratados internacionales ratificados en el ámbito nacional, así como las convenciones y los acuerdos, que sean aplicables.

Principio 2. Derechos de los trabajadores y condiciones de empleo: la organización deberá mantener o mejorar el bienestar social y económico de los trabajadores.

Principio 3. Derechos de los pueblos indígenas: la organización deberá identificar y respaldar los derechos legales y consuetudinarios de los pueblos indígenas, en relación con la propiedad, uso y manejo de la tierra, territorios y recursos, que resulten afectados por las actividades de manejo.

Principio 4. Relaciones con las comunidades: la organización deberá contribuir al mantenimiento o mejora del bienestar social y económico de las comunidades locales.

Principio 5. Beneficios del bosque: la organización deberá manejar de forma eficiente el rango de múltiples productos y servicios de la unidad de manejo para mantener o

mejorar su viabilidad económica a largo plazo y toda la gama de beneficios ambientales y sociales.

Principio 6. Valores e impactos ambientales: la organización deberá mantener, conservar y/o restaurar los servicios del ecosistema y los valores ambientales de la Unidad de Manejo y deberá evitar, reparar o mitigar los impactos ambientales negativos.

Principio 7. Planificación del manejo: la organización deberá contar con un plan de manejo acorde con sus políticas y objetivos y proporcional a la escala, intensidad y riesgo de sus actividades de manejo. Este plan de manejo deberá implementarse y mantenerse actualizado basándose en la información del monitoreo, con el objetivo de promover un manejo adaptativo. La planificación asociada y la documentación sobre los procedimientos deberán ser suficientes para orientar al personal, informar a los actores afectados e interesados y justificar las decisiones de manejo.

Principio 8. Monitoreo y evaluación: la organización deberá demostrar que el progreso hacia el cumplimiento de los objetivos de manejo, los impactos de las actividades de manejo y las condiciones de la unidad de manejo se monitorean y evalúan, de manera proporcional a la escala, intensidad y riesgo de las actividades de manejo, con el fin de implementar un manejo adaptativo.

Principio 9. Altos valores de conservación: la organización deberá mantener y/o mejorar los altos valores de conservación en la unidad de manejo, a través de la aplicación de un enfoque precautorio.

Principio 10. Implementación de las actividades de manejo: las actividades de manejo realizadas por o para la organización en la Unidad de Manejo se deberán seleccionar e implementar en concordancia con las políticas y objetivos económicos, ambientales y sociales de la organización y conforme a los Principios y Criterios en su conjunto.

Como es fácil apreciar, el modelo está inspirado en la visión global del desarrollo sustentable explicitada en la Cumbre y es posible establecer relaciones directas entre varios principios y/o criterios del FSC con principios de la *Declaración de Río sobre Ambiente y Desarrollo*. En efecto, el principio de la visión de Río que demanda el compromiso intergeneracional (Principio 3) puede ser encontrado en el requerimiento de adhesión a largo plazo con los Principios y Criterios del FSC (Criterio 1.8), en la seguridad de largo plazo demandada para el derecho de uso de la tierra forestal (Criterios 1.2, 3.1 y 4.1), en la demanda de mantener o mejorar el bienestar de los trabajadores y las comunidades locales (Principios 2 y 4) y en la especificación de cosechar normalmente niveles que se puedan sostener de manera permanente (Criterio 5.2), al igual que la demostración de viabilidad económica a largo plazo (Criterio 5.5). El reconocimiento de los derechos de los pueblos indígenas postulado en la visión de Río (Principio 22) está explícitamente definido para el manejo forestal, que debe observar no solamente los derechos legales sino también los consuetudinarios (Principio 3 y sus criterios). Idénticamente, el reconocimiento del papel de la mujer en el desarrollo sustentable que se hizo en la Cumbre

(Principio 20), se ha recogido como promoción de la igualdad de género en múltiples actividades del manejo forestal (Criterio 2.2).

Los principios de Río que demandan integrar la protección ambiental al proceso de desarrollo y usar las evaluaciones de impacto ambiental como instrumento (Principios 4 y 17) pueden ser encontrados en el requerimiento de conservar la biodiversidad y los recursos, evaluando los potenciales impactos de las operaciones antes que estas se realicen (Principio 6 y todos sus criterios). El enfoque precautorio postulado en la visión de Río (Principio 15) está observado en el requerimiento ineludible de adoptarlo si el manejo forestal operará en áreas con valores extraordinarios para la conservación, los que deben ser mantenidos o mejorados (Principio 9 y sus criterios). Finalmente, y para trazar sólo los paralelismos evidentes, al requerimiento de Río de compartir plenamente la información e incorporar la participación ciudadana en las decisiones ambientales (Principio 10) se lo puede encontrar en la demanda por publicar información relativa al manejo forestal (Criterios 1.8, 7.5 y 8.4), al igual que en el requerimiento de consultar con las partes interesadas algunos de sus aspectos relevantes (varios Criterios en los Principios 1, 2, 3, 4, 7 y 9).

Y más allá de los postulados de la Cumbre, otra característica del modelo de manejo forestal promovido por el FSC que merece destacarse es la incorporación entre los requerimientos de dos pilares del manejo ecosistémico, el monitoreo y el enfoque adaptativo. En efecto, los Principios y Criterios demandan monitorear la condición del bosque, las actividades de manejo y sus impactos ambientales y sociales (Principio 8 y varios criterios) e incorporar los resultados en cada revisión del plan de manejo forestal que se haga y en su implementación (Criterio 8.3).

Sólo para aproximar el suceso de esta forma de verificación del manejo forestal sustentable, según FAO (2021), en 2019 se encontraban vigentes las certificaciones de 200 millones de ha de bosques bajo el FSC y 319 millones de ha bajo el Programa para la Homologación de Sistemas de Certificación Forestal (PEFC, por su acrónimo en inglés), el otro sistema que opera globalmente. De este total, unos 93 millones de ha están certificadas simultáneamente con los dos sistemas, lo que lleva la cuenta del total de bosques certificados a 426 millones de ha en todo el mundo. La mayor parte de estas tierras están concentradas en América del Norte y Europa, representando Canadá, la Federación Rusa y EUA más del 60% de ese total. En Argentina, la superficie forestal certificada en 2019 representó poco más de medio millón de hectáreas, las cuales están prácticamente limitadas a las plantaciones forestales.

Referencias

- Acosta, N.; Peri, P.; Fracassi, N.; Laclau, P.; Bono, J. y Cuccolo, L. (Eds.). (2021). Tercer Reporte al Proceso de Montreal al año 2017. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República Argentina.
- Bunge, M. (1986). Status epistemológico de la administración. Trabajo presentado en las Primeras Jornadas Nacionales de Administración (Colegio de Graduados en Ciencias

- Económicas, Facultad de Ciencias Económicas (UBA) y Subsecretaría de la Función Pública de la Secretaría General de la Presidencia de la Nación), Buenos Aires, octubre de 1986. Administración de Empresas XI: 1145-1149.
- Buongiorno, J. y Gilless, J. K. (2003). Decision methods for forest resource management. Academic Press, Elsevier.
- Christensen, N. L.; Bartuska, A. M.; Brown, J. H.; Carpenter, S.; D'Antonio, C.; Francis, R.; Franklin, J. F.; MacMahon, J. A.; Noss, R. F.; Parsons, D. J.; Peterson, C. H.; Turner, M. G. y Woodmansee, R. G. (1996). The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, 6(3): 665–691.
- Clutter, J. L.; Fortson, J. C.; Pienaar, L.; Brister, G. H. y Bailey, R. L. (1983). Timber management: a quantitative approach. John Wiley & Sons.
- Congreso de los Estados Unidos de América (CEUA). (1960). Multiple-use sustained-yield Act. Public Law 86-517.
- Davis, L.; Johnson, K. N.; Bettinger, P. y Howard, T. (2001). Forest management. To sustain ecological, economic and social values. Waveland Press, Inc.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2016). Global forest resources assessment 2015: how are the world's forests changing? (Second edition). FAO, ISBN 978-92-5-109283-5.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2021). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal. FAO, <https://doi.org/10.4060/ca9825>.
- Forest Stewardship Council. (2015). FSC principles and criteria for forest stewardship supplemented by explanatory notes and rationales. FSC-STD-01-001 V5-0 D5-0 EN. Forest Stewardship Council A.C. Oaxaca, México.
- Glück, P. (1987). Social values in forestry. *Ambio* 16 (2-3): 158-160.
- Grober, U. (2007). Deep roots: a conceptual history of 'sustainable development' (Nachhaltigkeit), WZB Discussion Paper, No. P 2007-002, Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung (WZB, Centro de la Ciencia Social de Berlín).
- Leary, R. (1985). Interaction theory in forest ecology and management. Kluwer Academic Publishers.
- Lowood, H. E. (1990). The calculating forester: quantification, cameral science, and the emergence of scientific forestry management in Germany. En: Frangsmyr, T.; Heilbron, J. L. y Rider, R. E. (Eds). The quantifying spirit in the eighteenth century (pp. 315-343). University of California Press.
- Mackay, E. (1944). Fundamentos y métodos de la ordenación de montes (Parte 1). Escuela Especial de Ingenieros de Montes, Sección de Publicaciones, Madrid, España.
- Naciones Unidas (ONU). (1973). Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano, Estocolmo, 5 a 16 de junio de 1972 (A/CONF.48/14/Rev.I). Publicación de las Naciones Unidas, Número de venta: S.73.II.A.14.

- Naciones Unidas (ONU). (1993). Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (Volumen I), Río de Janeiro, 3 al 4 de junio de 1992 (A/CONF.151/26/Rev.I (Vol.1)). Publicación de las Naciones Unidas, Número de venta: S.93.1.8.
- Nussbaum, R. y Simula, M. (2005). The forest certification handbook (Second edition). Earthscan Forestry Library.
- Payn, T. W. y Barnard, T. D. (Eds.). (2020). Avances en la conservación y el manejo sostenible de los bosques templados y boreales: panorama general y aspectos destacados por país relativos al Proceso de Montreal. Proceso de Montreal, ISBN 978-0-473-49985-3.
- Proceso de Montreal. (2015). El Proceso de Montreal - Criterios e indicadores para la conservación y el manejo sustentable de los bosques templados y boreales (Quinta edición). Proceso de Montreal, <http://www.montrealprocess.org/>.
- Puettmann, K. J.; Coates, K. D. y Messier, C. 2009. A critique of silviculture: managing for complexity. Island Press.
- Real Academia Española (RAE). (2024). Diccionario de la lengua española (23.ª Edición). RAE: <https://dle.rae.es/>.
- Rodríguez Fernández-Blanco, C.; Burns, S. L. y Giessen, L. (2019). Mapping the fragmentation of the international forest regime complex: institutional elements, conflicts and synergies. International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics 19: 187-205.
- Schlaepfer, R. y Elliott, C. (2000). Ecological and landscape considerations in forest management – the end of forestry?. En: von Gadow, K.; Pukkala, T. y Tome, M. (Eds.). Sustainable forest management (pp. 1-67). Kluwer Academic Publishers.
- Schmithüsen, F. (2013). Three hundred years of applied sustainability in forestry. Unasylva 64 (240): 3-11.
- Singer, B. y Giessen, L. (2017). Towards a donut regime? Domestic actors, climatization, and the hollowing-out of the international forests regime in the Anthropocene. Forest Policy and Economics 79: 69–79.
- UN Secretary-General, World Commission on Environment and Development (UNSG y WCED). (1987). Report of the World Commission on Environment and Development: note / by the Secretary-General. Naciones Unidas, Biblioteca Digital: <https://digitallibrary.un.org/>.
- Wiersum, K.F. (1995). 200 years of sustainability in forestry: lessons from history. Environmental Management 19 (3): 321-329.

CAPÍTULO 2

El manejo forestal sustentable en los acuerdos internacionales

Sarah Burns

Introducción

Los bosques y su manejo han estado en la agenda política internacional por varias décadas. Desde principios de la década de 1980 la preocupación internacional por la deforestación, principalmente en los países del trópico, junto con la degradación y pérdida de bosques templados y boreales, llevó a que los países desarrollados del hemisferio norte junto con organizaciones no gubernamentales comenzaran a forjar la idea de un tratado internacional legalmente vinculante como una especie de convención internacional de los bosques que promoviera el manejo forestal sustentable en todo el globo. Como resultado, y tras arduas negociaciones, la cumbre de Río concluyó con la aprobación de los Principios Forestales, de carácter no vinculante, así como la redacción del capítulo 11 de la Agenda 21. Como ya se describió en el capítulo 1, estos dos documentos fueron acompañados con la creación en 1995 del Panel Forestal Intergubernamental, con un mandato limitado por 2 años al que le siguió el Foro Forestal Intergubernamental en 1997, también con un mandato de 2 años. En conjunto estos dos procesos *ad hoc* redactaron más de 280 propuestas de acción para lograr el “manejo, conservación y desarrollo sustentable de todos los tipos de bosques”. Finalmente, en el año 2000 se creó el Foro Forestal de las Naciones Unidas (UNFF por sus siglas en inglés), como un cuerpo subsidiario del Consejo Económico y Social de las Naciones Unidas (ECOSOC) que debía facilitar los esfuerzos nacionales para implementar el manejo forestal sustentable, así como coordinar los instrumentos, organizaciones e instituciones internacionales con mandatos forestales. En abril de 2001, y como apoyo al Foro, se estableció la Asociación de Colaboración en materia de Bosques (ACB), logrando la aprobación en 2007 del ya mencionado “Instrumento sin Fuerza Jurídica Obligatoria para Todo Tipo de Bosques”. Este documento se puede considerar como el primer resultado de los esfuerzos estatales para lograr un régimen forestal internacional.

En abril de 2017, la Asamblea General de la ONU aprobó, por recomendación del ECOSOC, el Plan estratégico de las Naciones Unidas para los bosques 2017-2030, desarrollado por el UNFF (ECOSOC, 2017). Este primer plan estratégico establece 6 objetivos forestales mundiales

de carácter voluntario y 26 metas que deberían ser alcanzadas en el 2030 (ECOSOC, 2017). Estos objetivos proponen: 1. Invertir el proceso de pérdida de la cubierta forestal en todo el mundo mediante el manejo forestal sustentable; 2. Potenciar los beneficios económicos, sociales y ambientales de los bosques; 3. Aumentar considerablemente la superficie de los bosques protegidos de todo el mundo y la superficie de los bosques bajo manejo forestal sustentable; 4. Aumentar los recursos financieros para el manejo forestal sustentable y la investigación; 5. Promover marcos de gobernanza para poner en práctica el manejo forestal sustentable y contribuir con los objetivos de desarrollo sostenible (ODS); y 6. Mejorar la cooperación, la coordinación, la coherencia y las sinergias en las cuestiones relacionadas con los bosques a todos los niveles, entre actores gubernamentales y privados.

Los bosques como bienes públicos

Las diversas iniciativas internacionales que buscan regular el manejo de los bosques se basan principalmente en la clasificación de los bosques como patrimonio mundial, apelando a la dependencia de la población mundial a ciertas funciones de los mismos. Sin embargo, esta percepción tiene poco respaldo en la legislación internacional y ha sido ampliamente rechazada por la mayoría de los países, apoyados en la ley ambiental internacional, que reconoce a los bosques bajo jurisdicción nacional. Los derechos de propiedad de los bosques determinan el poder de toma de decisiones sobre los mismos. Mientras que la propiedad privada está claramente especificada, con garantías y exclusividad para los propietarios, la propiedad pública es más vaga y no exclusiva (McKean, 2000). Los economistas han desarrollado una clasificación de los bienes y servicios en función de dos variables: exclusión y rivalidad. La rivalidad determina que el consumo de un bien por parte de un individuo reduce la disponibilidad del mismo para otros individuos. Por su parte, la exclusión hace referencia a la posibilidad de prevenir que otros individuos hagan uso del recurso. En ese sentido, los bienes privados son aquellos bienes rivales y excluibles mientras que los bienes públicos son aquellos que no son rivales ni excluibles. Como sostiene McKean (2000) gran parte de los debates teóricos sobre los derechos de propiedad de los recursos se han centrado en estas dos categorías, ignorando las otras dos categorías que surgen naturalmente de esta tipología (Tabla 2.1). Por un lado, existen los bienes y servicios que son excluibles, pero no rivales, a los que se conoce como bienes club, ya que al igual que en los clubes deportivos, con el pago de una membresía se obtiene el permiso de uso. Por el otro lado se encuentran los bienes y servicios rivales que no son excluibles. Dentro de esta categoría se encuentran dos tipos de bienes y servicios, los de acceso libre o *res nullius* que no pertenecen a nadie, pero son susceptibles de agotarse; y los bienes y servicios públicos impuros que frente a una alta demanda pueden tener que racionarse o presentar listas de espera para su uso (Humphreys, 2006). Dentro de estas categorías sub-analizadas, el mayor problema se observa en los de acceso libre que son fáciles de agotarse y difíciles de excluir, donde se ubican la mayor parte de los recursos naturales, incluyendo a los bosques.

Si bien tanto la rivalidad como la exclusión se han tomado como variables dicotómicas, ambas pueden ser consideradas como polos extremos de un continuo y como consecuencia, los límites en las cuatro categorías de bienes y servicios deben considerarse como límites permeables. Del mismo modo, la clasificación de los distintos bienes y servicios según estas variables también es bastante permeable. Por un lado, los bosques proveen una enorme variedad de bienes y servicios. El aprovechamiento de los mismos para la obtención de madera, frutos y otros productos forestales no madereros es un claro ejemplo de la clasificación de los mismos como bienes privados. Sin embargo, los bosques también ofrecen diversos bienes y servicios públicos, tanto puros como impuros, a diferentes escalas, como la protección de cuencas a escala local y/o nacional y la conservación de la biodiversidad y secuestro de carbono a escala global.

A través del desarrollo de políticas de distintos niveles (internacionales, nacionales, locales) los bosques, y los bienes y servicios que derivan de ellos, pueden ser tratados tanto como patrimonio mundial hasta como recursos privados. Un ejemplo que puede analizarse es el desarrollo de áreas forestales protegidas, las cuales pueden variar en su rivalidad y exclusión. En los casos en los que es necesario el pago de una entrada para su acceso quedan entonces definidas como bienes club, mientras que si el acceso es libre para toda la población estamos en un caso de bienes de acceso libre. En los casos en los que la seguridad de estas áreas no se implementa, pudiéndose desarrollar su aprovechamiento desregulado, las mismas toman un carácter de *res nullius* que puede llevar a su agotamiento (Humphreys, 2006). A nivel global, y de la mano del neoliberalismo promoviendo nuevas fuerzas de mercado y derechos de propiedad privada en áreas donde antes no existían, los diversos gobiernos nacionales han unido esfuerzos en el desarrollo de distintas iniciativas globales con la idea que las fuerzas de mercado garantizaran la provisión de bienes comunes globales de manera más eficiente, promoviendo la creación de nuevos mercados ambientales. Para poder crear estos mercados primero es necesario crear derechos de propiedad, como fue el caso de los derechos de propiedad intelectual que permitieron el desarrollo de patentes, un bien club al que se accede mediante el pago de regalías, estrechamente vinculado al Convenio de Diversidad Biológica y los derechos de emisiones, un bien privado asociado a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (Humphreys, 2006).

La escala a la cual se obtienen los beneficios de cada bien determina quienes son los encargados de su regulación.

Tabla 2.1.

Tipología de Bienes y Servicios en función de su rivalidad y exclusión.

Rivalidad	Exclusión Fácil	Exclusión Difícil
Rival	<u>Privados</u> <i>Madera</i> <i>Frutos y otros PFNM</i> <i>Permisos de emisión de</i> <i>Carbono</i>	<u>Libre Acceso – Res nullius</u> <i>Áreas protegidas sin</i> <i>entrada regulada</i> <i>Atmosfera como</i> <i>sumidero de carbono</i>

No RivalClubPúblicos*Patentes**de Diversidad biológica**propiedades**de Protección de cuencas**especies forestales**Polinización**Áreas protegidas**con Áreas protegidas de**entrada regulada**acceso libre*

Nota. Adaptado de McKean (2000) y Humphreys (2006).

El (complejo) régimen forestal internacional

A mediados de los 1990s, tras las negociaciones de la cumbre de Río, la falta de un único acuerdo internacional que regulara los bosques y su manejo quedó en evidencia, dando lugar a un complejo régimen forestal internacional, compuesto por múltiples instrumentos propuestos por una gran variedad de actores gubernamentales y privados. Si bien existen numerosas definiciones de régimen internacional, la más utilizada en el ámbito de las relaciones internacionales y las ciencias políticas es la de Krasner (1982). Este autor define un régimen internacional como “un conjunto implícito o explícito de principios, normas, reglas y mecanismos de toma de decisión en torno a los cuales convergen las expectativas de los actores, en un ámbito determinado de las relaciones internacionales”.

Un análisis de la evolución histórica del abordaje de los bosques en la agenda política internacional permite identificar cuatro etapas de desarrollo. La primera etapa, pre-1990 se caracteriza por un paradigma de regulación para la utilización, con una visión de los bosques como productores de bienes, principalmente madera. Después de 1990, entrando en la era de Río y post-Río se puede observar un cambio marcado en este paradigma, cuando los bosques entran en la agenda ambiental de la ONU siendo reconocidos como un tema en sí mismo, con la necesidad de ser considerados más allá de los ámbitos de su explotación y enfatizando en su conservación. El siguiente periodo, entre el 2000 y 2007 se caracteriza por un aumento en el desarrollo de nuevos procesos aislados que intensifican la estructura fragmentada del régimen forestal internacional. Estos procesos continúan hoy en día dejando en evidencia que el régimen forestal internacional es dinámico, evolucionando constantemente con nuevas declaraciones y acuerdos. Si bien la mayoría de estos nuevos instrumentos no son específicamente forestales, se relacionan de alguna manera al manejo de los bosques, tal es así que tanto la Convención de Cambio Climático (UNFCCC) como el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), abordan cada vez más a los bosques y su manejo.

De acuerdo con Humphreys (2006) el régimen forestal internacional posee un conjunto de instrumentos que pueden clasificarse en:

- Instrumentos normativos duros de carácter vinculante, como la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC), el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), el Acuerdo General sobre Tarifas y Comercio (GATT) y

la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES);

- Instrumentos normativos blandos sobre bosques, como los Principios Forestales de la Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (UNCED), Agenda 21 Capítulo 11, las propuestas de acción del Panel Intergubernamental de Bosques y del Foro Intergubernamental de Bosques y las resoluciones del Foro de las Naciones Unidas de Bosques (UNFF) como el instrumento sin fuerza jurídica obligatoria sobre todos los tipos de bosques del 2007;
- Instrumentos privados, como la cadena de custodia legal del Forest Stewardship Council (FSC) y los principios de manejo forestal del FSC.

Formalmente, los regímenes internacionales buscan identificar problemas de interés internacional y formular contribuciones basadas en objetivos para resolver esos problemas, mediante el desarrollo de políticas. Desde sus comienzos, el régimen forestal internacional tiene entre sus objetivos centrales resolver el problema de la deforestación y la degradación de los bosques tropicales, en torno al cual se desarrollaron un gran número de iniciativas. De acuerdo con Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019) hasta el año 2012 el régimen forestal internacional estaba compuesto por 41 iniciativas globales relacionadas con los bosques, procedentes principalmente de seis sectores políticos como el comercio, el medio ambiente, los derechos humanos, la industria, la silvicultura y la agricultura, siendo incluso este número aún mayor en la actualidad. Si bien el número y la diversidad de estas iniciativas son altos, el régimen forestal internacional ha sido caracterizado como débil, fragmentado e ineficiente (Dimitrov, 2005; Humphreys, 2006; Rodríguez Fernández-Blanco *et al.*, 2019). Tal es así, que algunos autores como Dimitrov (2005) lo definen como un “no régimen”, argumentando que los diferentes países llegaron a un consenso para no tener un tratado formal y establecer en su lugar instituciones no vinculantes, débiles y vacías, que pudieran responder a diversos intereses.

La complejidad que se observa a nivel internacional coincide con la complejidad a nivel nacional con la que interactúan. Como resultado, la llamada gobernanza forestal es ejercida por redes políticas policéntricas complejas, en las que participan actores gubernamentales y no gubernamentales de distintos niveles, internacional, nacional y subnacional, procedentes de diferentes sectores políticos (Maryudi *et al.*, 2018).

Según Giessen y Buttoud (2014) la gobernanza forestal se refiere a “todos los arreglos institucionales formales e informales, públicos y privados, las interacciones sociales que se producen en ellos y sus efectos en los bosques”. En este marco, los diferentes actores políticos, definidos como cualquier entidad –humana- que tenga un interés definido y la posibilidad de influenciar una política (Schusser *et al.*, 2016), utilizan ciertas técnicas de gobernanza o instrumentos de política, para lograr un cambio individual o social. Retomaremos el concepto de actor y su clasificación en el capítulo 4. En términos generales, las políticas pueden definirse como planes de acción formulados para resolver un problema de la agenda política. En ese marco, la política forestal se ocupa de una multitud de problemas relacionados a los bosques que implican complejas interdependencias de actores y de recursos, en torno a las cuales se

forman redes políticas multinivel (Angst y Fischer, 2020). Los problemas políticos, definidos como elementos que especifican el contenido de una interacción o negociación política entre actores, pueden determinar el contenido con el que se relacionan las actividades de gobernanza (Angst y Fischer, 2020).

Dentro de cada problema concreto, las políticas constan de objetivos, instrumentos y una configuración precisa de estos instrumentos (Hall, 1993). Los objetivos de las políticas pueden definirse como metas explícitas de amplio alcance, intenciones o propósitos que rigen el desarrollo de las políticas, como, por ejemplo, reducir la deforestación y la degradación de los bosques (Howlett *et al.*, 2015). La formulación de soluciones para alcanzar estos objetivos requiere el uso de herramientas específicas o instrumentos de política con los que los actores pretenden cambiar el comportamiento de otro actor o de la sociedad (Howlett *et al.*, 2015). Por lo tanto, los instrumentos políticos pueden definirse como técnicas de gobernanza utilizadas con el fin de lograr las ambiciones políticas deseadas (Howlett *et al.*, 2015). En función de los recursos movilizados, los diferentes instrumentos pueden clasificarse en legislativos y reglamentarios, económicos y fiscales, incentivos, información y normas de buenas prácticas, cada uno de los cuales implica un tipo diferente de relaciones políticas y de legitimidad (Krott, 2005). Los agentes encargados de la aplicación tienen que elegir entre este conjunto de instrumentos políticos disponibles, lo cual puede ser tan polémico como la elección de la propia política (Howlett *et al.*, 2015). Las opciones de instrumentos políticos tienden a cambiar con el tiempo, observándose una tendencia en las últimas décadas hacia el aumento de la privatización, la desregulación y las herramientas no gubernamentales (Howlett *et al.*, 2015).

Sinergias y conflictos en el régimen forestal internacional

Según Biermann *et al.* (2009), la fragmentación de los regímenes internacionales puede resultar en procesos sinérgicos, cooperativos o conflictivos. El análisis de los elementos que componen el régimen forestal internacional realizado por Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019) identificó que cada uno de los 41 elementos institucionales muestran múltiples sinergias formales y programáticas con muchos de los demás elementos. Sin embargo, al analizar más detalladamente, los autores encontraron que esta aparente sinergia se debe principalmente a la gran abundancia de elementos institucionales muy generales, pobres en contenido, inespecíficos, no concretos, pero de alto nivel y políticamente muy visibles. Esto incluye, por ejemplo, la Agenda 21, las Declaraciones de Río y de Río+20, la Declaración de la Cumbre Mundial de 2005, así como los Principios Forestales de Río y las 178 propuestas de acción del Panel Intergubernamental de Bosques y del Foro Intergubernamental de Bosques. Al analizar los objetivos e instrumentos de cada uno de los elementos del régimen, Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019) encontraron que estos elementos generales presentan frecuencias notablemente altas de sinergias programáticas formales con otros elementos institucionales del

régimen forestal internacional. En particular esto se observa al analizar los objetivos y no tanto entre los instrumentos de los elementos, que raramente se encuentran desarrollados.

En este contexto, conceptos amplios y raramente definidos como Desarrollo Sustentable o Manejo Forestal Sustentable pueden funcionar como una "fórmula vacía" (Krott, 2005), que conlleva a una serie de no-decisiones sobre aspectos conflictivos de fondo. De este modo se posibilita un acuerdo consensuado sobre estos elementos en las altas esferas políticas, salvaguardando que los mismos puedan ser posteriormente personalizados por actores nacionales poderosos. Es decir, que cuanto más amplio e inespecífico es formalmente el alcance de un elemento institucional, más sinergias potenciales se observan en su programa. De manera informal, sin embargo, esos elementos excesivamente sinérgicos del régimen forestal internacional están tan poco equipados en términos de mandatos y objetivos mensurables, así como de medios materiales para su implementación y otras capacidades, que es poco probable que desarrollen alguna capacidad significativa, es decir, persuasiva, y por tanto potencialmente conflictiva o sinérgica (Rodríguez Fernández-Blanco *et al.*, 2019).

De manera opuesta a las relaciones sinérgicas, cuanto más concretos son los objetivos e instrumentos de un elemento institucional, más conflictivo es con otros elementos, incluso desde el momento de su formulación. Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019) encontraron conflictos claros en al menos cuatro aspectos. En primer lugar, los autores identificaron conflictos entre los elementos relacionados con el libre comercio, como el GATT de la Organización Mundial del Comercio (OMC), el Acuerdo sobre los Aspectos de los Derechos de Propiedad Intelectual relacionados con el Comercio (TRIPS) de la OMC, así como el Convenio Internacional de las Maderas Tropicales (ITTA), por un lado, y los elementos de conservación de la biodiversidad, las especies y los hábitats, como CITES y CDB, por otro. En segundo lugar, se encontraron fuertes conflictos entre los objetivos e instrumentos formales de los elementos que apoyan explícitamente los derechos y funciones de los pueblos originarios como actores cívicos y los que fortalecen explícitamente a los actores gubernamentales nacionales. Como ejemplos se pueden mencionar el instrumento sin fuerza jurídica obligatoria sobre todos los tipos de bosques del 2007 de UNFF y el CDB, ambos elementos impulsados por los Estados, que entran en conflicto con los objetivos del Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo (OIT), así como los elementos de la ONU sobre pueblos originarios que, especialmente en los entornos poscoloniales, pretenden proporcionar a los grupos cívicos derechos de propiedad de la tierra, lo que inevitablemente se produce a costa de los gobiernos. En tercer lugar, Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019) identificaron claros conflictos entre todos los elementos vinculados a REDD+ (por ejemplo UN-REDD o el Fondo Verde para el clima), cuyo objetivo es reducir la deforestación para obtener créditos de carbono, convirtiendo los bosques en unidades de carbono comercializables (McDermott, 2014), y los sistemas de certificación forestal establecidos como FSC y PEFC, que promueven el manejo forestal sustentable basado en objetivos e instrumentos más amplios. Por último, los conflictos no solo se observan entre elementos del régimen, sino que dentro de un mismo elemento se pueden identificar conflictos entre algunos objetivos e instrumentos. Estos conflictos de objetivos internos se observaron por

ejemplo en el instrumento sin fuerza jurídica obligatoria sobre todos los tipos de bosques del 2007 de UNFF y dentro del CDB.

Según el análisis realizado por Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019) el CDB es el elemento más conflictivo, demostrando que los conflictos surgen entre aquellos elementos que son más claros en sus planteamientos, y al mismo tiempo pretenden lo contrario. A modo de ejemplo, el CDB pretende ser una política de conservación potente, por lo que encuentra campos de conflicto con aquellos elementos institucionales centrados en el manejo forestal sustentable. Sin embargo, la fuerza del CDB como política internacional de conservación puede ser muy cuestionada al observar sus objetivos conflictivos, declarando como meta principal "la conservación de la diversidad biológica" y a su vez "el uso sostenible de sus componentes" (CDB, 1992).

La implementación del régimen forestal internacional

A finales de la década de 1990 y principios de 2000 diversos grupos de investigadores provenientes de las relaciones internacionales (e.g. Hovi *et al.*, 2003; Young, 2003; Underdal, 2004) buscaron evaluar la efectividad de los regímenes internacionales y sus consecuencias en los niveles locales, examinando los cambios de comportamiento y las contribuciones a la resolución de los problemas que se planteaban solucionar. Este enfoque, sin embargo, fue ampliamente cuestionado, entre otras cosas, por centrarse, principalmente, en los acuerdos formales, ignorando así los acuerdos que dependen más intensamente de los aspectos informales (Bernstein y Cashore, 2012). Otra gran crítica al análisis de la efectividad de los regímenes se relaciona con las metodologías aplicadas para su medición, incluyendo la interpretación de los indicadores cuantitativos utilizados. Esto en parte se debe a la dificultad de establecer relaciones de causalidad entre las iniciativas internacionales y los cambios observados a nivel nacional o local. Como un ejemplo se puede mencionar la cantidad de áreas protegidas que un país ha establecido hipotéticamente debido a los acuerdos internacionales de biodiversidad. Este indicador por sí solo no es capaz de revelar las políticas detalladas y los procesos de negociación entre los actores internacionales y nacionales, así como entre los múltiples actores a nivel nacional y subnacional. Como resultado, en el análisis de la efectividad, la interfaz entre los actores y las instituciones internacionales y nacionales, en la que se negocian las especificidades de cada país, permanece como una caja negra en la que se ignora el papel de los actores nacionales a la hora de la implementación de los acuerdos internacionales (Giessen, en prensa). Sin embargo, las administraciones públicas nacionales han sido identificadas como actores claves en la traducción de las políticas internacionales a los diversos contextos nacionales (Burns y Giessen, 2016; Giessen, en prensa). Los regímenes internacionales no surgen por generación espontánea, sino que son creados justamente por los diferentes actores nacionales a través de sus políticas de relaciones exteriores, estableciendo la agenda internacional (Burns *et al.*, inédito). Durante la formación del régimen, estos actores

aportan recursos esenciales y formulan los diversos elementos de los regímenes en nombre de los Estados que representan. Además, las administraciones nacionales desempeñan un papel destacado en la formulación de las políticas reales en el marco de un régimen, así como durante la aplicación de esas mismas políticas. Por último, son claves para provocar las consecuencias internas, el cambio de políticas y los efectos a través de la implementación nacional (Giessen, en prensa). En el capítulo 4 se abordará nuevamente a las administraciones públicas, detallando sus características y su rol en el desarrollo de políticas.

En el marco de los nuevos y complejos acuerdos de gobernanza mundial, Bernstein y Cashore (2012) propusieron un cambio de enfoque, dejando de lado el análisis de la efectividad de los regímenes y en cambio analizando su influencia. Según los autores, los medios por los que los regímenes internacionales ejercen su influencia a nivel nacional pueden clasificarse en "cuatro vías de influencia, cada una con su propia lógica causal: las normas internacionales (basado en el enfoque tradicional de la literatura sobre la efectividad del régimen); las normas y el discurso internacionales; la creación de mercados o las intervenciones en ellos; y el acceso directo a los procesos políticos nacionales" (Bernstein y Cashore, 2012, p. 587). La vía de las normas internacionales hace referencia a los tratados internacionales legalmente vinculantes, los acuerdos comerciales o las políticas de organizaciones internacionales poderosas. La vía de las normas y el discurso internacionales se refiere a instrumentos no vinculantes como por ejemplo la información y el simbolismo. La vía de la creación o las intervenciones en los mercados se refiere a la utilización de los mercados para introducir cambios en las políticas nacionales. Por último, la vía de acceso directo se refiere a la influencia mediante la financiación directa, la educación, la formación, la asistencia y la creación de capacidades (Bernstein y Cashore, 2012). Estas vías no necesariamente funcionan aisladas, sino que es "la interacción de mecanismos y procesos, a veces a lo largo de múltiples vías, lo que crea la influencia colectiva" (Bernstein y Cashore, 2012, p. 603).

Durante los procesos en los que los actores e instituciones internacionales pretenden influir en los resultados políticos nacionales, a través de las mencionadas vías de influencia y de acuerdo con los objetivos formales de los regímenes internacionales, se despliegan una plétora de opciones formales e informales para que los actores individuales las adapten a sus intereses y preferencias. Esto incluye opciones durante el establecimiento de la agenda política, en la traducción de los objetivos e instrumentos internacionales a los nacionales, así como en el espacio de decisión administrativa durante la implementación nacional (Giessen, en prensa). Este fenómeno impulsado por los intereses de los actores nacionales, predominantemente por las administraciones públicas encargadas de implementar regímenes específicos en el territorio de su país, ha sido descrito como *personalizaciones* de los regímenes internacionales, de las políticas resultantes, así como de sus consecuencias políticas (Thomann, 2015; Giessen, en prensa). En este contexto, los usuarios nacionales de los regímenes internacionales y sus políticas tienen un espacio de decisión para elegir qué elementos de un régimen internacional pretenden aplicar a nivel nacional, así como con qué rigor, densidad de instrumentos y, lo que es más importante, en qué direcciones (McDermott *et al.*, 2010, Giessen, en prensa). Tal es así, que

estas personalizaciones no siempre apoyan la dirección política hacia los objetivos del régimen internacional, sino que también pueden obstruirla (Burns, 2016; Giessen, en prensa).

Este nuevo enfoque de vías de influencia fue utilizado por diversos autores para analizar la relevancia del régimen forestal internacional, o alguno de sus componentes, en el cambio de la política forestal en diferentes países. Algunos de estos estudios se centraron en una sola vía de influencia, como Gale y Cadman (2014), que analizaron cómo el concepto de manejo forestal sustentable y el proceso de Montreal resultante se implementaron en Canadá, mediante la vía de las normas y el discurso internacionales, siguiendo los intereses de los actores nacionales y sus redes. Por su lado Cashore y Stone (2012) analizaron la influencia de los mecanismos de mercado como la certificación forestal y los sistemas de verificación de la legalidad de la madera en el sudeste asiático. Otros estudios han tratado de explicar cómo se producen las influencias internacionales a través de las cuatro vías simultáneamente. Lindstad (2015) analizó las influencias internacionales sobre los cambios en la protección de los bosques y las políticas climáticas relacionadas con los bosques en Noruega. Wibowo (2015) analizó las consecuencias nacionales de influencias internacionales en REDD+ y la política de certificación forestal en Indonesia. Arts *et al.* (2013) analizaron las influencias del nivel mundial y de la Unión Europea en los procesos políticos nacionales en diversos países de Europa, observando que la vía de acceso directo no era muy relevante en estos países.

Si bien Bernstein y Cashore (2012) en su concepción inicial del enfoque de vías de influencia proponen que las normas y el discurso son una vía independiente, Burns y Giessen (2016) argumentan que más bien se trata de una etapa previa que prepara el camino para que se produzca cualquiera de las otras tres vías de influencia. Como ejemplo se puede observar el discurso a nivel internacional que introduce el concepto de "manejo forestal sustentable" que dio paso a la creación de una vía de mercado a través de los sistemas de certificación forestal (Hogl *et al.*, 2009; Burns, 2016), o más recientemente el uso de la "bioeconomía" como concepto utilizado para fomentar la producción forestal (Mijailoff y Burns, 2023).

En el caso de Argentina, Burns y Giessen (2014) identificaron que en el año 2013 siete elementos del régimen forestal internacional eran relevantes en el país. Estos elementos, muchos de los cuales siguen vigentes en la actualidad, son el cambio climático y los bosques, la biodiversidad forestal (ver capítulo 3), las iniciativas políticas regionales (ver capítulo 6), los sistemas de certificación forestal, la desertificación y los bosques, las disputas bilaterales relacionadas con los bosques y el apoyo de las organizaciones internacionales, como por ejemplo el Banco Mundial o la FAO. Los elementos internacionales relevantes identificados en Argentina no fueron los mismos que los encontrados en estudios similares realizados en Indonesia (Wibowo, 2015) y Bangladesh (Rahman y Giessen, 2014) aunque se observaron algunas similitudes. Mientras que en los tres países el cambio climático fue un tema relevante, la certificación forestal sólo se desmarcó como tema en Argentina e Indonesia estando ausente en Bangladesh. Del mismo modo, la biodiversidad forestal se observó como un problema en Argentina y Bangladesh, pero no en Indonesia (Burns y Giessen, 2014; Rahman y Giessen, 2014; Wibowo, 2015).

Las diferencias encontradas en los diferentes países se pueden explicar por diferentes factores, incluyendo los diferentes contextos ecológicos nacionales. Sin embargo, son los actores nacionales y sus intereses los que principalmente determinan que elementos del régimen forestal internacional adquieren relevancia en los distintos países. Para llegar a ser influyente, un tema político debe incluirse en la agenda y esto se logra mediante las posiciones públicas de los actores nacionales involucrados basadas en sus intereses (Krott, 2005). Mientras que las posiciones públicas opuestas de los diferentes actores hacia un tema determinan qué temas se hacen relevantes en un país, es el interés de los actores más poderosos el que determina qué temas se implementan activamente y cómo (detallaremos sobre los intereses y el poder de los actores en el capítulo 4).

En los casos en los que los intereses de los actores nacionales más poderosos se contraponen con los objetivos formales de algún elemento del régimen internacional, estos elementos suelen ser bloqueados. Un ejemplo de este bloqueo puede observarse en el caso de la biodiversidad forestal en Argentina, identificada como uno de los principales elementos del régimen forestal internacional. Si bien Argentina aprobó el CDB mediante una ley nacional y creó un comité dentro de la entonces Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable para dar seguimiento al convenio, desarrollando una estrategia nacional sobre diversidad biológica, el país no ha aprobado el Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología. Una explicación de esta decisión puede encontrarse en el hecho de que Argentina es uno de los principales productores mundiales de organismos genéticamente modificados, ocupando el segundo lugar en el mundo en 2006. Por ello, la mayoría de los sectores agrícolas privados, se opusieron a la ratificación de este Protocolo (Burns y Giessen, 2014; Burns, 2016).

Las definiciones y los objetivos numéricos como símbolos

A lo largo de este capítulo hemos mencionado un gran número de iniciativas internacionales, 41 hasta el año 2014 según Rodríguez Fernández-Blanco *et al.* (2019), que de alguna manera buscan influenciar el estado y manejo de los bosques a nivel global. Sin embargo, no todas estas iniciativas se refieren a lo mismo cuando definen a los bosques y esas diferencias no son casuales ni triviales. Detrás de toda definición existe un proceso político entre los actores involucrados y sus intereses.

Una de las definiciones de bosques más utilizadas es la de la FAO que, a fines de la década de 1990, y tras largas negociaciones estableció que el término bosque:

...incluye a los bosques naturales y las plantaciones forestales. Se utiliza para referirse a la tierra con una cubierta de dosel de árboles de más del 10% y una superficie de más de 0,5 ha. Los bosques se determinan tanto por la presencia de árboles como por la ausencia de otros usos del suelo predominantes. Los árboles deben poder alcanzar una altura mínima de 5 m. Los rodales jóvenes que aún no han alcanzado una densidad de copas del 10 por ciento y una altura

de los árboles de 5 m, pero que se espera que lo hagan, se incluyen en la categoría de bosques, al igual que las zonas no pobladas temporalmente. El término incluye los bosques utilizados con fines de producción, protección, uso múltiple o conservación (es decir, los bosques de los parques nacionales, las reservas naturales y otras zonas protegidas), así como las masas forestales en tierras agrícolas (por ejemplo, cortavientos y cinturones de protección de árboles con una anchura superior a 20 m), y las plantaciones de madera de caucho y las masas de alcornoques. El término excluye específicamente los rodales de árboles establecidos principalmente para la producción agrícola, por ejemplo, las plantaciones de árboles frutales. También excluye los árboles plantados en sistemas agroforestales. (FAO, 2000, Apéndice 2).

Anteriormente, la FAO utilizaba otra definición que establecía como requisito mínimo una cobertura del dosel del 20%, una altura de 7 m y una superficie mínima de 1 ha (Arts, 2021). Este cambio en la definición resultó en un aumento de 300 millones de hectáreas en las estimaciones de superficie mundial de bosque entre 1990 y 2000, casi un 10% más (Chazdon *et al.*, 2016).

La Convención Marco sobre el Cambio Climático (UNFCC, 2001) es un poco más ambigua en su definición de bosque:

superficie mínima de tierras de entre 0,5 y 1,0 hectáreas (ha) con una cubierta de copas (o una densidad de población equivalente) que excede del 10 al 30% y con árboles que pueden alcanzar una altura mínima de entre 2 y 5 metros (m) a su madurez in situ. Un bosque puede consistir en formaciones forestales densas, donde los árboles de diversas alturas y el sotobosque cubren una proporción considerable del terreno, o bien en una masa boscosa clara. Se consideran bosques también las masas forestales naturales y todas las plantaciones jóvenes que aún no han alcanzado una densidad de copas de entre el 10 y el 30% o una altura de los árboles de entre 2 y 5 m, así como las superficies que normalmente forman parte de la zona boscosa, pero carecen temporalmente de población forestal a consecuencia de la intervención humana, por ejemplo, de la explotación, o de causas naturales, pero que se espera vuelvan a convertirse en bosque

Esta definición permite que cada país miembro de la convención establezca sus criterios numéricos dentro de los rangos definidos dando lugar a diferencias entre países. El CDB en cambio, basándose principalmente en la definición de la FAO, establece que:

Un bosque es una superficie de tierra de más de 0,5 ha, con una cubierta de dosel de más del 10%, que no está principalmente bajo uso agrícola u otro uso específico de la tierra no forestal. En el caso de los bosques jóvenes o de las regiones donde el crecimiento de los árboles está limitado por el clima, los árboles deben ser capaces de alcanzar una altura de 5 m in situ, y de cumplir el requisito de la cobertura del dosel. (CDB, 2006).

Las diversas definiciones de bosque influyen sobre las decisiones y las políticas forestales que, en última instancia, determinan el destino de los bosques y de las personas que dependen de ellos para su sustento, servicios y productos (Chazdon *et al.*, 2016). De esta manera, el uso de definiciones por parte de los actores es un instrumento de política muy poderoso, que pueden utilizarlas tanto para mejorar su estado territorial como para evitar cambios. En este contexto, las definiciones pueden utilizarse como símbolos. Estos símbolos no indican un significado especial; sino que indican el miedo a los peligros inminentes y/o la esperanza de una solución y, por tanto, tienen un fuerte impacto en la aceptación de un programa político (Edelman, 1990 en Krott, 2005). Así como las definiciones pueden representar símbolos, lo mismo ocurre con el establecimiento de objetivos numéricos.

De acuerdo con la teoría de la política simbólica de Edelman (1990), los números tienen dos significados: sustancial y simbólico. Los números pueden dar información sustancial sólo en la medida en que la unidad que cuentan esté claramente definida. Si no existe tal definición, los números siguen pareciendo información sustancial, pero no se pueden ajustar a una situación empírica. No obstante, tienen una función simbólica, dando la impresión de competencia y objetivos claros en público. El lenguaje simbólico, como por ejemplo el uso de metas numéricas, deja más espacio de decisión a los actores poderosos y ofrece procesos de implementación flexibles (Logmani-Aßmann *et al.*, 2021).

Un ejemplo del uso de objetivos numéricos sin definiciones concretas como símbolos se puede ver en el CDB. En el 2010, en el marco de la Conferencia de las Partes (COP) número 10 llevada a cabo en Aichi, Japón, los países miembros del CBD acordaron un conjunto de 20 metas, agrupadas en cinco objetivos estratégicos para hacer frente a la pérdida de biodiversidad global. Aunque estas Metas de Aichi, como se las conocen, son globales, los países miembros acordaron traducirlas a contextos nacionales y subnacionales. En este proceso de traducción, cada país era libre de interpretar estos amplios objetivos globales y adaptarlos como lo consideren oportuno (Logmani-Aßmann *et al.*, 2021).

Entre las 20 metas, la meta 11 establece que:

Para el 2020, al menos el 17 por ciento de las zonas terrestres y de aguas continentales y el 10 por ciento de las zonas marinas y costeras, especialmente aquellas de particular importancia para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, se conservan por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados y otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas, y están integradas en los paisajes terrestres y marinos más amplios. (CDB, 2010).

En esencia, esta meta implica reservar grandes áreas representativas y ecológicamente funcionales con fines de conservación, implementando un manejo adaptativo. Como resultado, tierras que antes podían manejarse para producción de bienes, debían orientarse a la

conservación, lo que en el caso de los bosques implica alejarse de, por ejemplo, la producción de madera. Aunque las metas de Aichi establecen objetivos numéricos claros, los compromisos asumidos en el marco del CDB dejan deliberadamente abiertas opciones críticas para las decisiones de política nacional (Buchanan *et al.*, 2020; Logmani-Aßmann *et al.*, 2021). En el ámbito de la política forestal, la meta 11 de Aichi ha renovado intensos debates sobre la reserva de tierras, incluyendo que superficie forestal nacional debe reservarse para la conservación de la biodiversidad.

Logmani-Aßmann *et al.* (2021) analizaron como se implementó la meta 11 de Aichi en Suecia y Alemania. En el caso de Alemania, tras adoptar una “Estrategia Nacional de Diversidad Biológica” en noviembre de 2007, el país se propuso reservar el 5% de las 11,4 millones de hectáreas de bosque para el 2020, así como el 10% de los bosques públicos. Esta definición ambigua no dejaba claramente establecido si el 5% correspondía a tierras estatales o privadas y esa ambigüedad desencadenó en un conflicto entre el sector ambiental del país y el sector forestal. La principal discusión en este marco se vinculó con la inclusión en el cálculo del 5% de las áreas voluntarias de reservas en los bosques privados, vinculadas a los requerimientos de los programas de certificación como FSC. Si bien estas áreas cumplen la condición de quedar excluidas de la producción y el manejo, al ser reservas voluntarias no tienen el estatus formal de áreas protegidas. Suecia por su lado, en el marco de las Metas de Aichi, propuso que el 20% de la superficie terrestre y de agua dulce del país estuviese bajo algún tipo de protección, ya sea voluntaria o formal, para el año 2020 (Logmani-Aßmann *et al.*, 2021).

Aunque ambos países establecieron metas numéricas (garantizar reservas forestales equivalente al 5% de la superficie de bosque en Alemania y al 20% en Suecia) como objetivos de protección forestal, ninguna de estas estrategias nacionales especificó si este porcentaje se refería a tierras forestales productivas o improductivas o a tipos de hábitat específicos, como su representatividad y funcionalidad a escala de fragmento y de paisaje. Sin embargo, esta distinción puede tener efectos significativos en los resultados de la conservación. En consecuencia, los compromisos asumidos en las estrategias nacionales de diversidad biológica, tanto en Alemania como en Suecia, sin definiciones sustanciales, resultan más simbólicos que claros (Krott, 2005; Buchanan *et al.*, 2020; Logmani-Aßmann *et al.*, 2021). Debido a la falta de definiciones, la implementación de la meta 11 de Aichi en estos dos países no permite saber si las áreas protegidas pertenecen a bosques productivos o improductivos, ni a qué tipo de bosque, lo que no permite evaluar cuál es la calidad en términos de biodiversidad. Un trabajo realizado por Buchanan *et al.* (2020), que buscó evaluar los avances a nivel global en el cumplimiento de las Metas de Aichi, establece que, si bien se han logrado avances en relación a la superficie de las áreas protegidas, otros elementos de la Meta 11 fueron calificados como de progreso pobre o limitado. En este sentido, y en el contexto de la falta de definiciones claras, queda en evidencia que la expansión de la superficie global de áreas protegidas no conduce necesariamente a ganancias de biodiversidad (Logmani-Aßmann *et al.*, 2021).

El uso de objetivos o metas globales numéricas ha visto un auge en las últimas décadas como estrategia de gobernanza (Biermann, 2017; McDermott *et al.*, 2024). La gobernanza basada en

objetivos incluye metas de resultados netos, como la ausencia de pérdida neta, ganancias netas y las metas conocidas como “cero neto”. Un resultado neto implica que, aunque el balance global sea cero o positivo, en algunos lugares hay una ganancia y en otros una pérdida (McDermott *et al.*, 2024). Un ejemplo de esto es la declaración sobre los bosques de Glasgow firmada por 141 países, incluida la Argentina, en el marco de la COP 26 de la UNFCCC en 2021, donde los países signatarios se comprometieron a frenar la deforestación y degradación de los bosques para el año 2030. Esta declaración, sin embargo, no especificó si se hacía referencia a deforestación neta, lo que podría implicar que mientras la pérdida de bosques nativos continúe esto se compense con el desarrollo de plantaciones forestales monoespecíficas con especies exóticas de rápido crecimiento (McDermott *et al.*, 2024).

Referencias

- Angst, M., y Fischer, M. (2020). Identifying Subsystems and Crucial Actors in Water Governance: Analysis of Bipartite Actor—Issue Networks. En: M. Fischer y K. Ingold (Eds.). *Networks in Water Governance* (pp. 115-143). Palgrave Macmillan.
- Arts. B. (2021). *Forest Governance: Hydra or Chloris?* Elements in Earth System Governance. Cambridge University Press. ISSN 2631-7818
- Arts, B., Behagel, J., van Bommel, S., de Koning, J., y Turnhout, E. (2013). *Forest and Nature Governance: A Practice Based Approach* (World Forests 14). Springer, Dordrecht.
- Bernstein, S, y Cashore, B. (2012). Complex global governance and domestic policies: four pathways of influence. *International Affairs* 88: 585–604
- Biermann, F., Siebenhüner, B., Bauer, S., Busch, P., Campe, S., Dingwerth, K., Grothmann, T., Marschinski, R., y Taradell, M. (2009). Studying the influence of international bureaucracies. A conceptual framework. En: F. Biermann y B. Siebenhüner (Eds.). *Managers of global change: the influence of international environmental bureaucracies* (pp. 37-74). Cambridge, MA: MIT Press.
- Biermann, F. (2017). *A World Environment Organization: Solution or Threat for Effective International Environmental Governance?* Routledge, London New York.
- Buchanan, G.M., Butchart, S.H.M., Chandler, G. y Gregory, R.D. (2020). Assessment of national level progress towards elements of the Aichi Biodiversity Targets. *Ecological Indicators* 116: 106497.
- Burns, S.L. (2016). *International Forest Policy by International and Transnational Organizations*. Universitätsverlag Göttingen. ISBN: 978-3-86395-216-7
- Burns, S.L. y Giessen, L. (2014). Identifying the main actors and their positions on international forest policy issues in Argentina. *Bosque* 32(2): 163-173.
- Burns, S.L. y Giessen, L. (2016). Dismantling Comprehensive Forest Bureaucracies: Direct Access, the World Bank, Agricultural Interests, and Neoliberal Administrative Reform of Forest Policy in Argentina. *Society and Natural Resource* 29: 493 – 508.

- Burns, S.L., Rahman, S., Sahide, M.A.K., Wibowo, A., Harrinkari, T., y Giessen, L. (Inédito). Conceptualizing foreign issue policies (FIPs): contrasting Argentina, Bangladesh, Finland, Germany and Indonesia on forests.
- Cashore, B. y Stone, M.W. (2012). Can legality verification rescue global forest governance? Analyzing the potential of public and private policy intersection to ameliorate forest challenges in Southeast Asia. *Forest policy and economics* 18: 13-22.
- CDB. (2010). Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las metas de Aichi. Decisión X/2. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-es.pdf>
- Chazdon, R., Brancalion, P., Laestadius, L., et al. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45, 538–50.
- Dimitrov, R.S. (2005). Hostage to norms: states, institutions and global forest politics. *Global Environmental Politics* 5: 1–24.
- ECOSOC. (2017). United Nations strategic plan for forests 2017-2030 and quadrennial programme of work of the United Nations Forum on Forests for the period 2017–2020. Resolución adoptada por el Consejo Económico y Social de las Naciones Unidas el 20 de abril de 2017, Nueva York, EEUU.
- Edelman, M. (1990). *Politik als Ritual*. Campus, Frankfurt a. M., u. a.
- FAO. (2000). Global Forest Resources Assessment 2000. Rome: FAO.
- Gale, F. y Cadman, T. (2014). Whose Norms Prevail? Policy Networks, International Organizations and “Sustainable Forest Management”. *Society and Natural Resources* 27: 170-184
- Giessen L. (en prensa). *Forests and the two faces of international governance: Customizing international regimes through domestic politics*. Edward Elgar, Series on New Horizons in Environmental Politics.
- Giessen, L. y Buttoud, G. (2014). Defining and assessing forest governance. *Forest Policy and Economics* 49: 1-3.
- Hall, P. (1993). Policy Paradigms, Social Learning, and the State: The Case of Economic Policymaking in Britain. *Comparative Politics* 25: 275-296.
- Hogl, K., Nordbeck, R. y Kvarda, E. (2009). When international impulses hit home: The role of domestic policy subsystem configurations in explaining different types of sustainability strategies. *Forest Policy and Economics* 11: 357-364
- Hovi, J., Sprinz, D.F. y Underdal, A. (2003). The Oslo-Potsdam solution to measuring regime effectiveness: Critique, response, and the road ahead. *Global Environmental Politics* 3(3): 74-96.
- Howlett, M., Mukherjee, I. y Woo, J.J. (2015). From tools to toolkits in policy design studies: the new design orientation towards policy formulation research. *Policy & Politics* 43(2): 291–311.
- Humphreys, D. (2006). *Logjam – Deforestation and the crisis of global governance*. Earthscan, London.
- Krasner, S.D. (1982). Structural Causes and Regime Consequences: Regimes as Intervening Variables. *International Organization* 36(2): 185–205.

- Krott, M. (2005). *Forest policy analysis*. Dordrecht, Netherlands: Springer.
- Lindstad, B.H. (2015). Changes in Norwegian forest policies: what are the effects of the international forest regime complex? *Scandinavian Journal of Forest Research* 30: 246–254.
- Logmani-Aßmann, J., Beland Lindahl, K., Krott, M., Burns, S.L. y Giessen, L. (2021). Forest set-aside policy for international biodiversity targets? Obstructive bureaucratic territoriality in Germany and Sweden. *International Forestry Review* 23(4): 448-461.
- Maryudi, A., Nurrochmat, D.R. y Giessen, L. (2018). Research trend: Forest policy and governance – future analyses in multiple social science disciplines. *Forest Policy and Economics* 91: 1-4
- McDermott, C.L. (2014). REDDuced: From sustainability to legality to units of carbon — The search for common interests in international forest governance. *Environmental Science & Policy* 35: 12-19.
- McDermott, C.L., Burns, S.L. y Brockhaus, M. (2024). A Political Ecology and Economy of Key Trends in International Forest Governance. En: D. Kleinschmit, C. Wildburger, N. Grima y B. Fisher (Eds.). *International Forest Governance: A comprehensive global review* (pp. 19-54). IUFRO World Series Volume 43. Vienna. ISBN 978-3-903345-25-6
- McDermott, C.L., Humphreys, D., Wildburger, C., Wood, P., Marfo, E., Pacheco, P. y Yasmi, Y. (2010). Mapping the core actors and issues defining international forest governance. *IUFRO* 28; 19-36.
- McKean, M.A. (2000). Common property: What is it, what is it good for, and what makes it work? En: C.C. Gibson, M.A. McKean y E. Ostrom (Eds.). *People and Forests: Communities, Institutions, and Governance*, Cambridge MA: MIT Press.
- Rahman, M.S. y Giessen, L. (2014). Mapping international forest-related issues and main actors' positions in Bangladesh. *International Forestry Review* 16: 586-601.
- Rodríguez Fernández-Blanco, C, Burns, S.L. y Giessen, L. (2019). Mapping the fragmentation of the international forest regime complex: institutional elements, conflicts and synergies. *International Environmental Agreements* 19: 187-205.
- Schusser, C., Krott, M., Movuh, M.C.Y., Logmani, J., Devkota, R.R., Maryudi, A. y Salla, M. (2016). Comparing community forestry actors in Cameroon, Indonesia, Namibia, Nepal and Germany. *Forest Policy and Economics* 68: 81-87.
- Thomann, E. (2015). Customizing Europe: transposition as bottom-up implementation. *Journal of European Public Policy* 22(10): 1368-1387.
- Underdal, A. (2004). Methodological challenges in the study of regime effectiveness. En: A. Underdal y O.R. Young (Eds.). *Regime Consequences*. Springer Netherlands
- Wibowo, A. (2015). *International Forest Policies in Indonesia: International Influences, Power Changes and Domestic Responses in REDD+, One Map and Forest Certification Politics*. PhD Faculty of Forest Sciences and Forest Ecology. Georg-August-Universität Göttingen. Aufl. - Göttingen: Cuvillier.
- Young, O.R. (2003). Determining regime effectiveness: a commentary on the Oslo-Potsdam solution. *Global Environmental Politics* 3(3): 97-104.

CAPÍTULO 3

Ecología del paisaje y manejo forestal

Marcelo Arturi

Introducción

La ecología del paisaje analiza interacciones entre distintos sistemas ecológicos en el espacio, así como la incidencia de actividades humanas sobre esas interacciones. Los bosques pueden representar el componente predominante o subordinado de la cobertura terrestre en un territorio determinado, y representar una fuente de recursos económicos y servicios ambientales. Las definiciones concretas de “paisaje” y “ecología del paisaje” son materia de discusión. Mateucci (2006) presentó un tratamiento de estos temas y una introducción a bibliografía especializada. En términos generales la ecología del paisaje estudia la interacción entre ecosistemas, la manera en que los patrones espaciales influyen sobre los procesos ecológicos. Si bien los conceptos de esta disciplina pueden aplicarse a cualquier escala espacial, y tanto sistemas terrestres como acuáticos, en este capítulo nos vamos a referir a una de las aplicaciones clásicas como es el análisis de la interacción entre superficies de bosque con otro tipo de coberturas de la tierra, especialmente aquellas derivadas de las actividades productivas (figura 3.1). La Asociación Argentina de Ecología de Paisajes publica una revista en línea sobre casos de estudio en la disciplina (Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes). La ecología del paisaje puede ayudar a entender de qué manera el manejo de los bosques, sus cambios estructurales, el aumento o reducción de su área, inciden sobre los movimientos de animales en el paisaje, los procesos polinización, la dispersión de semillas, patrones de propagación de disturbios naturales o antrópicos. Actualmente existen exigencias para que las prácticas de manejo forestal cumplan con criterios de sustentabilidad (ver capítulo x) entre los cuales se encuentra el mantenimiento de la diversidad biológica y la provisión de servicios ambientales.

Figura 3.1

El paisaje incluye distintos tipos de coberturas vegetales y usos de la tierra como sistemas que interactúan entre sí



Nota. Foto: imagen libre de www.pixabay.com.

Existe un amplio tratamiento conceptual sobre la biodiversidad, o diversidad biológica, y por qué se la considera un valor que debe ser protegido al planificar el uso de la tierra (Dirzo y Raven, 2003). En parte, los fundamentos de la conservación de la diversidad se relacionan con evitar la pérdida de recursos naturales que aún no se conocen. Actualmente son utilizados, en forma directa, una pequeña proporción de recursos biológicos en comparación con el número total de especies de diferentes reinos en todo el planeta. En consecuencia, es muy probable que existan recursos valiosos aún no descubiertos y que quedarían protegidos mediante criterios de conservación de la diversidad biológica. Otras explicaciones sugieren que el funcionamiento de los sistemas ecológicos, y su eficiencia como proveedores de servicios ambientales, requieren del mantenimiento de sus componentes. El origen de este punto de vista podría relacionarse con las concepciones más estáticas de la ecología, que concebían a los sistemas ecológicos como un mecanismo en equilibrio. En ese “equilibrio ecológico” la pérdida de algunos componentes (especies), podría comprometer la integridad de todo el sistema. La idea del “equilibrio ecológico” fue ampliamente superada por las concepciones actuales de la ecología, en las que predomina una visión altamente dinámica de los sistemas ecológicos y se considera preponderante la influencia de factores de cambio predecibles e impredecibles (Pickett y White, 1985). Este esquema conceptual compromete incluso la idea de conservación, que tradicionalmente refiere a mantener las condiciones estructurales y funcionales de un sistema ecológico. Si los sistemas son tan cambiantes por su propia naturaleza, entonces cual es la razón para conservarlos en el estado que los conocimos. Todo se vuelve más comprensible cuando se evalúa cómo los cambios afectan al bienestar de las poblaciones humanas. Si bien, a escala planetaria, la biosfera

es capaz de sobrevivir a cambios de grandes magnitudes, las poblaciones humanas representan componentes muy sensibles de la biosfera. Tomar al bienestar de las sociedades humanas como un criterio para decidir cuánto cambio es aceptable, es un punto de partida que se adopta como una decisión, y no como un “mandato de la ciencia”. En función del bienestar de las sociedades humanas, es posible establecer entonces cuáles son las condiciones estructurales y funcionales de los sistemas ecológicos, de tal manera que persistan los bienes y servicios que contribuyen con ese bienestar.

Entender el funcionamiento del paisaje significa analizar las interacciones entre los elementos que lo componen. En la identificación de los elementos que componen el paisaje es muy frecuente reconocer una dicotomía entre los denominados “sistemas naturales” y “sistemas antrópicos”, pero no es tan frecuente encontrar una clara definición de cada uno. Esas expresiones establecen una separación entre aquello que es de origen humano, o mejor dicho cultural, y aquello que no lo es. La separación entre naturaleza y cultura ha sido y sigue siendo un debate abordado por la filosofía. Pero sin entrar en mayores complejidades, podría plantearse que prácticamente todos los sistemas sobre la tierra experimentan o experimentaron, cambios debidos a las actividades humanas, ya sea en forma directa o indirecta. A partir del reconocimiento del vasto alcance de la influencia humana, podría ser relativamente sencillo diferenciar grados en los que los sistemas están afectados, o han sido afectados, por las actividades humanas. Por ejemplo, en términos de diversidad de plantas y animales, se puede diferenciar un bosque nativo del cual se extrajo una baja proporción de árboles, y permaneció sin intervención durante varias décadas, de otro que fue fuertemente intervenido en un pasado reciente, de otro que fue reemplazado por plantaciones forestales, de otro que fue reemplazado por un cultivo herbáceo, y aun de otro que fue convertido en áreas urbanizadas. Todos ellos representan niveles claramente distintos de “natural” o “antrópico” y pueden ser denominados si utilizar ninguno de esos extremos idealizados, sino por denominaciones más específicas y concretas. En la ecología del paisaje, como en tantas otras disciplinas, predominan los enfoques cuantitativos, por lo que se requiere que todos esos estados puedan ser expresados numéricamente. Además, los procesos ecológicos en el paisaje ocurren de diferente manera dependiendo de cuáles de esos estados se encuentran presentes en una porción determinada de territorio, cuál es el área ocupada por cada uno, cómo se encuentran distribuidos en el espacio. Finalmente, también es necesario cuantificar cómo cambian todas esas características a lo largo del tiempo y en respuesta a diferentes agentes de cambio. A lo largo de este capítulo se propone analizar de qué manera el manejo forestal sustentable puede incidir sobre los procesos ecológicos a nivel del paisaje, y en función de ese objetivo, se plantea una introducción a los conceptos básicos de la ecología del paisaje que faciliten la lectura de algunas de las tantas fuentes bibliográficas disponibles y, sobre todo, represente un estímulo para indagar más en estos temas.

Estructura del paisaje

Entre los conceptos básicos necesarios para entender a la ecología del paisaje se encuentra la definición de sus componentes estructurales. El punto de partida lo representa el reconocimiento de cuáles son los tipos de coberturas presentes y hay muchos trabajos accesibles que describen aspectos básicos de la estructura del paisaje (e.g. Herrera, 2011). El grado de detalle con que se diferencien los tipos de coberturas depende de los objetivos del estudio. Por ejemplo, podrían diferenciarse coberturas como: bosques, arbustales, pastizales, humedales, cultivos forestales, cultivos herbáceos, áreas urbanas. Si se requiere conocer el efecto de los cambios en el área ocupada por esas coberturas, sobre los almacenajes de carbono, tal vez, esta clasificación resulte suficiente. Pero si se requiere conocer el efecto de la expansión agrícola sobre la disponibilidad de bienes madereros y no madereros en el paisaje, tal vez, se requiera subdividir la categoría “bosques”, en unidades con diferente estructura y composición florística, y que, en consecuencia, difieren en su potencialidad como fuentes de esos bienes. El tipo de cobertura predominante, la que ocupa la mayor proporción de área, se denomina matriz. El resto de los tipos de cobertura conforman manchas o manchones que son porciones discretas y contiguas de territorio. Cada tipo de cobertura puede estar representada por uno o muchos manchones, de tamaño variable, agrupados o dispersos en el paisaje analizado. En algunas situaciones, los manchones de bosque podrían ser considerados rodales si presentan homogeneidad estructural y pueden constituir una unidad para la aplicación de tratamientos silvícolas. Muchos de los procesos que ocurren a nivel del paisaje son afectados de diferente manera si la cobertura de bosque, o cualquier otra, se encuentra concentrada en pocos manchones grandes o muchos manchones pequeños, o presenta alguna otra distribución de tamaños. El área de los manchones puede ser importante por diferentes causas relacionadas con la provisión de hábitat para la fauna. En primer lugar, existe en general una relación directa entre tamaño y heterogeneidad. Los manchones de mayor tamaño tienden a presentar mayor heterogeneidad de hábitats porque tienden a presentar mayor heterogeneidad ambiental y diversidad vegetal que los de menor tamaño. Por otra parte, el tipo de hábitat suele cambiar entre el borde y el interior de los manchones de bosque. En el borde suelen predominar condiciones de mayor iluminación, menor humedad, los árboles tienden a presentar menores tamaños y son más frecuentes las especies arbóreas pioneras. Muchas especies vegetales y animales requieren del hábitat interior para cumplir sus ciclos de vida y experimentan altas tasas de mortalidad o baja tasa reproductiva en los bordes. Los manchones de mayor tamaño presentan una mayor proporción de área interior que los menores y por eso son más eficientes para proveer hábitat adecuado para las especies que requieren del hábitat interior de bosque. Finalmente, muchos animales cuyo hábitat es el bosque, presentan dificultades para desplazarse entre manchones, especialmente si la matriz del paisaje está conformada por pastizales o cultivos herbáceos, que contrastan fuertemente con su ambiente. Todas las especies animales requieren un tamaño mínimo de territorio para el desarrollo de una población estable, que se denomina “requerimiento de área”. Las especies con dificultades de desplazamiento entre manchones

requieren de la existencia de manchones de un tamaño tal que resulten cubiertos sus requerimientos de área. Alternativamente, varios manchones de tamaño inferior al requerido por la especie podrían proveer el área adecuada si se encontraran suficientemente próximos como para permitir el desplazamiento entre ellos. En consecuencia, tanto la distribución de tamaños de los manchones, como su distribución espacial, influyen sobre la capacidad del paisaje para brindar hábitat adecuado a diferentes especies animales y mantener los procesos de intercambio biológicos.

La forma de los manchones también condiciona su función en el paisaje. Básicamente hay tres aspectos por los que la forma de los manchones resulta importante para caracterizar a los paisajes. Primero, entre manchones de bosque de área similar, los que tengan formas más isodiamétricas, presentan mayor proporción de hábitat interior que los de formas más alargadas, que presentan mayor proporción de borde. En segundo lugar, una mayor proporción de borde puede representar un aspecto negativo para la propia integridad del manchón de bosque. Existen muchos trabajos que demuestran que, las condiciones ambientales del borde de los manchones de bosque aumentan las tasas de mortalidad de algunas especies arbóreas. Este efecto, conocido como “efecto de borde” responde a diferentes causas como la influencia negativa de las condiciones de mayor exposición a la desecación, la incidencia de heladas, volteos por el viento y efectos del fuego, que pueden ser frecuentes cuando la matriz es de pastizales, arbustales o cultivos. En tercer lugar, la forma de los manchones puede incidir sobre la facilidad o dificultad con que diferentes organismos pueden desplazarse en el paisaje. Este aspecto será analizado en los apartados siguientes.

Dada la fuerte influencia que tienen los aspectos estructurales del paisaje sobre su funcionamiento, y la necesidad de darle un tratamiento cuantitativo, surgieron innumerables índices que intentan sintetizar en uno o pocos números, aspectos tales como la diversidad de coberturas (diversidad), las diferencias estructurales o florísticas entre ellas (contraste), las distribuciones de tamaños de los manchones, su arreglo espacial y su forma (Mateucci y Silva, 2005). El alto número de índices disponibles a veces dificulta la selección de algunos de ellos, que suelen resultar redundantes o terminan por ocultar la información en un intento de sintetizarla. El tratamiento numérico de los aspectos estructurales y funcionales del paisaje puede volverse sumamente complejo, pero su utilidad depende de que sea posible plantear hipótesis a partir de un índice determinado. Es decir, debería poder plantearse como se espera que cambien determinados procesos del paisaje, si un determinado índice aumenta o disminuye. En particular, como consecuencia de la aplicación del plan de manejo.

Procesos en el paisaje

El planteo de las relaciones entre la estructura del paisaje y la diversidad biológica permite avanzar hacia entender de qué manera, esos patrones estructurales, interactúan con procesos de intercambio biológico. La diversidad es dinámica, puede mantenerse, aumentar o disminuir

en respuesta a cambios ocurridos a nivel de un manchón o de su entorno. Tomando el bosque como objeto de análisis, la diversidad de plantas y animales no depende solamente de que las poblaciones en un manchón de bosque se mantengan, sino de que sigan manteniendo un intercambio con manchones de bosque vecinos. Los movimientos de los animales en el paisaje representan uno de los principales impulsores del intercambio biológico, no solamente para las poblaciones animales, sino para las poblaciones vegetales en relación con los procesos de polinización y dispersión de semillas. Ante una configuración dada, es decir, un paisaje caracterizado por una determinada distribución de tamaños, formas y arreglo espacial de los manchones de bosque, diferentes especies animales encontrarán mayor o menor dificultad para desplazarse. Esto puede depender en parte de sus diferencias de tamaño y capacidades de locomoción como las que podrían existir entre, por ejemplo, insectos caminadores, insectos voladores, ranas, lagartijas, pequeños roedores, aves y grandes mamíferos. En virtud de esas diferencias los manchones de bosque podrían resultar conectados o prácticamente aislados para diferentes especies. La propiedad del paisaje de estar más o menos conectado entre sus diferentes puntos se denomina “conectividad”. Además de la distancia entre manchones, juega un papel importante el tipo de matriz en la que se encuentran. Si los manchones de bosque están en una matriz de arbustales o de árboles dispersos, podrían encontrarse mejor conectados que si estuvieran en una matriz de cultivos (figura 3.2). Esto se debe a que los sitios con cobertura vegetal baja, como los cultivos herbáceos, resultan de mayor exposición a la depredación y son evitados por muchas especies animales.

Figura 3.2

Los arbustales o árboles dispersos ofrecen mejores condiciones de transitabilidad para la fauna que los pastizales bajos o cultivos anuales, contribuyendo con la conectividad en el paisaje



Nota. Foto: imagen libre de www.pixabay.com.

La forma de los manchones, finalmente, también incide sobre las posibilidades de desplazamiento en el paisaje. Dada una cierta proporción de bosque, distribución de tamaños y arreglo espacial, las posibilidades de desplazamiento de algunas especies podrían verse favorecidas si los manchones de bosque son alargados y tienden a formar “corredores” a lo largo del paisaje. Por el contrario, si los manchones alargados los conforma una cobertura desfavorable para cierta especie, como las rutas, por ejemplo, entonces se constituyen “barreras”. La cobertura boscosa puede cambiar a lo largo del tiempo por efecto de disturbios como el fuego o por la expansión de la agricultura, ganadería o por la aplicación de los planes de manejo forestal. La reducción del área de bosque representa una pérdida de hábitat para las especies de bosque. Pero en general, junto con la pérdida de hábitat, se experimenta lo que se denomina proceso de fragmentación. La fragmentación representa un cambio en la distribución de tamaños de los manchones de bosque consistente en la disminución de la frecuencia de los manchones mayores, aumento de la frecuencia de los manchones menores, aumento de la proporción de borde y aumento de la distancia entre manchones. En consecuencia, se reduce la disponibilidad de hábitat interior, disminuye la conectividad y aumentan los efectos de borde. Estas consecuencias negativas serán más acentuadas para especies con mayores requerimientos de área, especialistas de hábitat interior y para aquellas especies con baja capacidad de desplazamiento entre manchones. Sin embargo, muchas especies animales son generalistas, pueden utilizar más de un tipo de hábitat, y/o pueden desplazarse con facilidad entre manchones de bosque. La facilidad para desplazarse entre manchones permite que aún aquellas especialistas de bosque, y con alto requerimiento de área, puedan mantener

poblaciones viables en hábitat fragmentados. El mantenimiento de una población viable requiere de un número mínimo de individuos de manera que la reproducción sea posible a una tasa que compense la mortalidad, que muchas veces se incrementa en paisajes fragmentados. Estas poblaciones repartidas en subpoblaciones que habitan distintos manchones se denominan meta poblaciones (población de poblaciones). Esta descripción corresponde a una especie cuyo hábitat requerido es el bosque, pero resulta similar para especies que mantienen subpoblaciones asociadas a manchones de otro tipo de hábitat. Si bien las meta poblaciones pueden ser estables, en algunos casos, su mantenimiento depende de la inmigración constante de individuos desde otras áreas del paisaje. Este proceso se denomina “fuente-sumidero” y requiere, de la existencia de un área del paisaje en la que la disponibilidad de hábitat permita el desarrollo de poblaciones más estables (fuente) y áreas en las que la disponibilidad de hábitat permite, al menos, el desarrollo de poblaciones inestables (sumidero). En consecuencia, sectores de paisaje con bosques fragmentados podrían presentar mayor diversidad de lo esperado gracias al efecto de sectores del paisaje conectados y que funcionan como fuente. En consecuencia, la diversidad no sólo depende de las condiciones locales sino también del efecto del entorno.

Paisaje y disturbios

La dinámica del paisaje interactúa fuertemente con la dinámica a nivel de los rodales. La estructura y composición de los manchones de bosque va cambiando a lo largo del tiempo. Esto ocurre tanto como consecuencia de procesos propios de la dinámica a nivel del rodal como por la incidencia de agentes de cambio externos al rodal. Un tratamiento conceptual de la influencia de los disturbios en la dinámica de bosques de Argentina puede encontrarse en Grau (2004), Veblen *et al.* (2004) y González *et al.* (2014). A nivel del rodal ocurren ciclos de desarrollo del bosque en los cuales los árboles seniles, aislados o en grupo, entran en un estado de alta inestabilidad. La caída de estos árboles, o grupos de árboles, cambia fuertemente las condiciones de competencia por la luz y otros recursos, permitiendo el crecimiento de árboles establecidos debajo de ellos o que se establecen después de su caída. La formación de claros representa un régimen de disturbios de pequeña escala espacial que sin embargo promueve heterogeneidad ambiental para promover el desarrollo de especies con diferentes requerimientos para su regeneración. Los grupos de especies que responden de manera similar a la formación de claros suelen resultar similares en sus atributos vegetativos, reproductivos y ser reunidas en los denominados grupos funcionales (Medina *et al.*, 2019). Las que requieren de la formación de un claro para germinar y crecer son altamente demandantes luz y presentan altas tasas de crecimiento y mortalidad, mientras que las que son capaces de establecerse bajo el dosel son especies con menor demanda de luz (tolerantes a la sombra), y menores tasas de crecimiento y mortalidad que las primeras. Pero existe un amplio gradiente entre esos dos extremos y se propuso que las oportunidades de ocupar un claro dependen de la posición de la especie en ese gradiente, así como del tamaño del claro y la posición del individuo en el mismo. Cuanto mayor

sea la diversidad de árboles establecidos bajo el dosel, mayor será la diversidad de árboles en el dosel futuro. Estos procesos pueden mantener o aumentar la diversidad de los manchones de bosque si existen procesos de dispersión que garanticen el arribo de semillas de diferentes especies desde otros manchones de bosque, resaltando la importancia de la conectividad. Existen sistemas silvícolas cuyo fundamento es la reproducción de esta dinámica de los rodales buscando mejorar y acelerar los procesos naturales (Smith *et al.*, 1997).

Entre los procesos externos al rodal, que provocan cambios estructurales se encuentran la incidencia de vientos fuertes y los incendios que pueden provocar cambios estructurales de mayor escala espacial que la dinámica de claros. González *et al.* (2014) describen claramente el marco conceptual de la caracterización de disturbios por su intensidad y frecuencia, particularmente orientado a los incendios en la Patagonia de Chile y Argentina. Los incendios en particular dependen de aspectos climáticos como la alternancia entre periodos húmedos y secos, así como de características de la vegetación a nivel del paisaje y del rodal (Franco *et al.*, 2022). Los en la composición florística posterior a la ocurrencia de estos disturbios dependen fuertemente de procesos de dispersión desde otros puntos del paisaje. En paisajes con alta frecuencia de disturbios, tienden a predominar los manchones de bosque que fueron recientemente afectados y en consecuencia se encuentran en etapas tempranas de recuperación. En ellos predominan especies demandantes de luz, crecimiento rápido, alta tasa reproductiva, alta mortalidad y poco longevas, denominadas estrategias “r”, o especies ruderales en la clasificación de Grime (1977). Estos bosques presentan además menor diversidad que los manchones de bosque que pasaron mucho tiempo sin haber sido afectados por disturbios y que en general se denominan maduros. Por el contrario, en paisajes con menor frecuencia de disturbios, tienden a predominar manchones de bosque con mayor desarrollo estructural y mayor diversidad a nivel del rodal, con mayor proporción de especies tolerantes a la sombra, de crecimiento lento, baja tasa reproductiva, baja mortalidad, longevas, denominadas estrategias “k” y que se corresponden con las especies “competitivas” o con las “tolerantes al estrés” en la clasificación de Grime (1977). La diferencia entre ambos paisajes es la disponibilidad de semillas de especies con diferentes características funcionales y que pueden ser dispersadas hasta los sitios recientemente afectados por un incendio o fuertes vientos. Esta dinámica del paisaje en la que los procesos de cambio de la estructura y composición de cada parche de bosque depende de la ocurrencia de disturbios tanto como de la configuración del paisaje se denomina dinámica de manchones (*patch dynamics*). En este marco conceptual se reconoce que la composición de especies que alcanza un manchón de bosque afectado por un disturbio, con el transcurso del tiempo, depende fuertemente de características del paisaje como las relaciones de distancia a los machones vecinos, su tamaño, su composición florística, la disponibilidad de dispersores y cualquier otra variable que, en ese momento, afecte la disponibilidad de semillas de diferentes especies. Estos procesos contrastan con la idea clásica de sucesión en la cual, después de un disturbio, la composición de la vegetación va cambiando a lo largo de una trayectoria predecible y alcanza un estado final (clímax), estable, cuya estructura y composición está básicamente regulada por factores climáticos. El termino sucesión sigue siendo utilizado, pero para referirse

a los procesos de cambio de la vegetación aceptando que existen muchas fuentes de variación que determinan diferentes trayectorias en ese proceso de cambio y que no se alcanza nunca un estado estable.

Manejo forestal y diversidad a escala del rodal y del paisaje

El efecto del manejo forestal, y otros usos del suelo, sobre la diversidad de distintos grupos biológicos, fue estudiado en diferentes regiones del mundo. Como resultado de esos estudios surgieron propuestas para evaluar y disminuir los impactos negativos, así como cuáles son las formas adecuadas de evaluar esos efectos. Lindenmayer y Franklin (2003) y Lindenmayer *et al.* (2006) analizaron múltiples aspectos de la ecología del paisaje en relación con el manejo forestal. Lindenmayer *et al.* (2006) propusieron una serie de principios y estrategias para incrementar la biodiversidad en paisajes manejados como la identificación de “especies indicadoras” o “especies focales”. En ambos casos se pretende evaluar el efecto de una actividad productiva sobre la diversidad de un sistema, a partir del monitoreo de unas pocas especies. Tales especies, se consideran especialmente sensibles al tipo de actividad realizado, por ejemplo, el cambio en la estructura del bosque a nivel del rodal, o la fragmentación del bosque a nivel del paisaje. En ambos casos se supone que los cambios observados en estas especies son similares a los que experimentan otras especies en el sistema. De modo que, si las “especies focales” y las “especies indicadoras” no registran un efecto negativo, en este ejemplo, del cambio estructural del bosque o de su fragmentación, entonces puede concluirse que tales cambios no tuvieron un efecto negativo apreciable sobre la diversidad, y que se habría encontrado un resultado similar si se hubieran observado más especies. La primera conclusión está más relacionada con el concepto de especies focales, porque se las considera especialmente sensibles a los cambios analizados, mientras que la segunda conclusión está más relacionada con el concepto de especies indicadoras, cuyos cambios poblacionales se asume que son similares a los experimentados por otras especies responden de manera similar a los cambios en el hábitat. El uso de este tipo de especies es cuestionado por Lindenmayer *et al.* (2006) quienes consideran que en general no existen estudios suficientes para decidir cuáles son las especies que puedan cumplir con los supuestos requeridos para ser consideradas especies indicadoras o especies focales. Estos autores también analizan el uso de lo que denominan “umbrales” en el análisis de los impactos producidos por cambios a nivel del rodal y del paisaje. Tales umbrales se refieren a la existencia de “valores límite” que permiten mantener un sistema a resguardo de los efectos negativos de un determinado cambio. Este concepto asume que, por ejemplo, la diversidad de algunos grupos biológicos en el bosque podría decrecer fuertemente si la cobertura arbórea cae por debajo de cierto valor límite o “umbral”. La idea de la existencia de valores límite es también cuestionada por Lindenmayer *et al.* (2006) quienes, entre otros argumentos, indican que, dado que las especies responden de diferente manera a los cambios en las variables a nivel del rodal y del paisaje y que, por lo tanto, es improbable que existan umbrales de respuesta del conjunto

de especies. A pesar de los razonables cuestionamientos a estos conceptos, es difícil discutir una estrategia de manejo del paisaje en la que no estén presentes conceptos como el de especies indicadoras o la existencia de valores umbrales, por ejemplo, de los niveles cobertura boscosa, valores de fragmentación, distancia entre manchones, que permitan decidir en alguna medida qué situaciones son aceptables y cuáles no. Un concepto cercano al de especies indicadoras y especies focales, es el de especies “paraguas”. De alguna manera reúne ambos conceptos ya que las especies paraguas son aquellas que son sensibles a los cambios de hábitat, y su respuesta se correlaciona positivamente con la respuesta de muchas otras especies. La selección de tales especies encuentra los mismos inconvenientes que Lindenmayer *et al.* (2006) señalaron para las especies indicadoras y focales. Pero el aspecto positivo de estos esfuerzos por encontrar especies que permitan conocer los efectos del manejo del paisaje sobre la diversidad es la identificación de especies emblemáticas o especies “bandera” que facilitan la sensibilización y el compromiso de sectores de la sociedad y decisores políticos acerca de la necesidad de establecer regulaciones (Lindenmayer *et al.*, 2006).

La propuesta de Lindenmayer *et al.* (2006), en lugar de los conceptos cuestionados, es una serie de recomendaciones que básicamente están orientadas a mantener la conectividad en el paisaje, la heterogeneidad del paisaje y características a nivel de rodal que son favorables a muchas especies propias de los hábitats boscosos. Junto con estas recomendaciones, plantean la necesidad de la existencia de grandes áreas protegidas como reservorio de especies que no encuentran en los paisajes manejados, la calidad y/o el área suficiente, del hábitat requerido. A partir de esas premisas el trabajo plantea puntos cuyo cumplimiento permitiría comprobar que el paisaje está siendo adecuadamente manejado.

1. Mantener la conectividad. El trabajo no entra en detalles acerca de cómo mantener o incrementar la conectividad del paisaje, pero, recurriendo a lo presentado en este capítulo, tales medidas serían aquellas dirigidas a mantener niveles de cobertura boscosa, distribuciones de tamaño de manchones, y patrones de distribución espacial que comprometan en menor medida las posibilidades de intercambio biológicos a lo largo del paisaje.
2. Proteger los cursos de agua. Se plantea que la vegetación asociada a los cursos de agua conforma importantes corredores en el paisaje y deben ser especialmente atendidos como áreas de protección especial.
3. El mantenimiento de la complejidad estructural del rodal. La complejidad estructural del rodal está caracterizada por la existencia de árboles de diferentes alturas, diferentes diámetros, la presencia de árboles de clases de edad mucho mayores que el resto, la presencia de árboles muertos en pie, madera muerta en el suelo, variaciones horizontales en la cobertura arbórea y cualquier otra variable que indique heterogeneidad de hábitats. Muchos trabajos encontraron relaciones positivas entre la complejidad estructural y la diversidad de grupos biológicos. Podría agregarse que la presencia de especies proveedoras de frutos comestibles representan recursos clave para mantener

la abundancia y diversidad de animales frugívoros (Wallace y Painter, 2002) que a su vez permiten incrementar la abundancia y diversidad de carnívoros. A nivel de rodal las prácticas silvícolas compatibles con este criterio deberían orientarse a utilizar largos ciclos de crecimiento, mantener estructuras sin cosechar cuando se apliquen sistemas de tala rasa, el manejo de estructuras disetáneas y mantener especies de valor como proveedoras de alimento para consumidores primarios.

4. Mantener la heterogeneidad del paisaje. Básicamente esta recomendación apunta a diversificar la oferta de hábitats a través de diferente tipo de coberturas representadas como manchones en el paisaje. Muchas veces la heterogeneidad del paisaje depende del arreglo espacial de las coberturas. Por ejemplo, si el paisaje está constituido por un mosaico de rodales con diferente tiempo desde la última intervención, sería más heterogéneo en la medida que las diferentes clases de rodales estén adecuadamente entremezcladas en el espacio, en lugar de tender a separarse sectores donde predominan rodales más jóvenes y sectores donde predominan rodales de mayor edad.
5. Finalmente, Lindenmayer *et al.* (2006) recomiendan que la silvicultura y el manejo forestal intenten reproducir los efectos de los disturbios naturales como la dinámica de claros a nivel del rodal y la heterogeneidad entre rodales en forma similar a la promovida por otros disturbios a nivel del paisaje. La síntesis de la recomendación es: “no hacer lo mismo en todos los rodales”, en vinculación con los puntos 3 y 4 se intenta mantener la heterogeneidad a nivel del rodal y de paisaje.

Existen dos enfoques diferenciados en las estrategias de conservación a nivel del paisaje que en realidad pueden representar estrategias complementarias (figura 3.3). Una de ellas plantea que las actividades productivas intensivas permiten una alta productividad en áreas reducidas y a la vez que permiten el destino de mayores áreas para conservación. Esta estrategia es denominada *landsparing* y en español separación. La segunda se enfoca en lograr que los sistemas productivos coexistan con la diversidad de plantas y animales tanto como sea posible y es conocida como *landsharing* y en español integración. Perfecto y Vandemeer (2012) describieron estas estrategias como los extremos en un gradiente de escalas espaciales. Mantener áreas productivas separadas de áreas de conservación encaja claramente en una estrategia de *landsparing* (separación).

Figura 3.3

Arriba: sistemas productivos que retienen vegetación natural (*landsharing*). Abajo: separación espacial neta entre sistemas productivos y áreas de conservación (*landsparing*).



Nota. Fotos: imágenes libres de www.pixabay.com.

Por otra parte, mantener rodales sin intervenir durante largos periodos de tiempo, dispersos en un paisaje bajo manejo forestal constituye lo que se denomina sistemas de “retención” (Gustafsson *et al.*, 2012) y se enmarca en una estrategia de *landsharing* (integración). Sin embargo, esa disposición de rodales sin intervenir puede interpretarse como una estrategia de separación entre áreas de uso y conservación expresada a una escala espacial diferente.

Las recomendaciones efectuadas por Lindenmayer *et al.* (2006), se encuadran en los dos enfoques. Dejan establecida la necesidad de áreas protegidas que garanticen la persistencia de

poblaciones que no pueden convivir con los sistemas productivos, y proponen recomendaciones para mantener niveles de diversidad biológica en un paisaje manejado. El mantenimiento de la heterogeneidad y conectividad en el paisaje permite que las áreas protegidas actúen como “fuente” para las metapoblaciones que se desarrollan fuera de ellas que, dada la dinámica del mosaico de hábitats manejados, pueden experimentar momentos de alta mortalidad convirtiéndose en “sumidero”. Además, el paisaje manejado para mantener la heterogeneidad y la conectividad, permite el intercambio biológico entre áreas protegidas mejorando las condiciones de sustentabilidad de la diversidad que ellas contienen. De esta manera se establece una relación sinérgica entre las estrategias de *landsparing* y *landsharing* existiendo efectos benéficos recíprocos entre un paisaje productivo favorable a la biodiversidad y las áreas protegidas.

Entender los procesos de cambio de uso de la tierra y sus efectos sobre la sustentabilidad ecológica representa uno de los principales objetivos de la ecología del paisaje. La provincia de Misiones representa un caso de estudio particularmente interesante. En la provincia de Misiones se encuentra el principal remanente del Bosque Atlántico en la Ecorregión Selva Paranaense. Estos bosques constituyen uno de los focos de alta diversidad a nivel mundial y se distribuye además por el sudeste de Brasil y el este de Paraguay. Su área de distribución experimentó un enorme retroceso y los remanentes actuales representan alrededor del 7% de su extensión en el siglo XVIII. En Misiones existe una compleja combinación de diferentes usos de la tierra como la agricultura desarrollada por pequeños productores, que incluye el tabaco, y diversos cultivos anuales, por otra parte, el cultivo de té y yerba mate, principalmente en tierras de medianos productores, y las plantaciones de *Pinus sp.*, *Eucalyptus sp.* y *Araucaria angustifolia*, principalmente a cargo de grandes o medianas empresas. Entre 1979 y 2006 se perdieron alrededor de medio millón de hectáreas de bosque nativo en la provincia de Misiones (Izquierdo *et al.*, 2008) que fueron principalmente convertidos en tierras agrícolas y plantaciones forestales (Izquierdo *et al.*, 2008; Drozd, 2011). La pérdida de bosque en el centro de Misiones siguió patrones no aleatorios (Drozd, 2011), ya que las áreas menos afectadas por estos procesos fueron las de mayor pendiente y suelos pedregosos que determinan menor aptitud agrícola o forestal, y se encontraron, además, alejadas de centros urbanos (Drozd *et al.*, 2010). Las áreas más afectadas por la deforestación se ubicaron en cambio en tierras más planas, con mayor aptitud agrícola y con mayor disponibilidad de redes viales. Además, existió una marcada tendencia a la permanencia de montes bajos asociados a los cursos de agua, parcialmente en respuesta a leyes de protección y a la menor aptitud agrícola que esos sitios presentan en general (Drozd *et al.*, 2011). Las tendencias de deforestación y su relación con el uso de la tierra resultaron coherentes con los procesos económicos a nivel nacional experimentados durante la década del 90 (Drozd, 2011). Especialmente, los patrones de deforestación en campos de medianos productores, que fueron convertidos en cultivos de yerba, respondieron a un proceso de diversificación en busca una mejora, en el marco de la desfavorable apertura económica, y la implementación de políticas de desregulación, ocurridos especialmente a partir de 1991 (Caminos y Pérez Barredo, 1992). En el mismo periodo se observaron procesos de regeneración

de bosque en manchones menores de 10 ha, localizados en campos de pequeños productores, que reflejaron el abandono de tierras agrícola marginales ocupadas por cultivos anuales. En consecuencia, las propiedades o importancia del bosque remanente como componente del paisaje, en términos de su dinámica temporal, y sus funciones de conexión, están fuertemente condicionados por la distribución espacial de las áreas de mayor o menor aptitud agrícola, por la distribución de los cursos de agua, así como por el contexto político y económico. Los patrones encontrados en la distribución de tamaños de los manchones de bosque remanente en el sector estudiado también resultan importantes respecto de su dinámica a nivel del paisaje. El 40% de los bosques remanentes del área estudiada por Drozd *et al.* (2011) estuvo representada por parches menores de 100 ha, mientras que los parches de 10 ha o menores acumularon un 20%. Estos resultados indican que una importante superficie de los bosques remanentes está representada por elementos particularmente lábiles del paisaje como lo son, en especial, los parches menores de 10 ha.

Las plantaciones forestales se han expandido fuertemente en la provincia de Misiones en las últimas décadas y representan una importante actividad económica. Este proceso ocurrió en muchos otros países y existe un interés global en conocer los efectos de las plantaciones sobre la diversidad local (Brenner, 2010). En la medida en que las plantaciones representen un ambiente adverso para plantas y animales silvestres, no sólo representan una pérdida neta de hábitat, sino que podrían representar barreras que reducen la conectividad a nivel del paisaje. Sin embargo, en muchas plantaciones del mundo se encontró una alta diversidad de plantas nativas desarrollándose en las plantaciones forestales. En virtud de ese proceso, las plantaciones pueden proveer hábitat disponible de alimentación y/o reproducción para especies animales. El establecimiento de plantas nativas en las plantaciones forestales puede depender de las características de la silvicultura aplicada a la plantación, de la especie forestal utilizada, de la medida en la que el sitio plantado fue afectado por el uso previo y de la disponibilidad de propágulos de plantas nativas en el entorno. En resumen, el desarrollo de plantas nativas en las plantaciones depende de condiciones del rodal y del paisaje. Estos procesos fueron estudiados para especies arbóreas nativas en plantaciones de *Pinus taeda* en Misiones por Ritter *et al.* (2018). Entre los resultados más destacables, encontraron que la riqueza de especies en individuos de menores de 1 cm de DAP dependieron fundamentalmente de la proporción de área ocupada por remanentes bosques nativos en un radio de 300 m entorno del rodal, y que básicamente representa la disponibilidad de semillas aportadas por dispersión. En cambio, la riqueza y densidad de individuos mayores de 1 cm de DAP dependieron de condiciones del rodal, como el área basal y de la edad de la plantación, que representan las condiciones de crecimiento y el tiempo disponible para alcanzar mayores tamaños. En consecuencia, considerando a las plantaciones dentro de una unidad de manejo forestal, como un mosaico espacial dinámico, la diversidad y conectividad en el paisaje podrían depender de cuál es la distribución de edades de las plantaciones, y cuál es la proporción del paisaje ocupada por remanentes de bosque nativo. Según Ritter *et al.* (2018) las condiciones de diversidad se deterioran apreciablemente si las plantaciones son manejadas en turnos menores de 20 años y si la proporción de remanentes de

bosque nativo cae por debajo de 20-30%. Las plantaciones manejadas para la producción de madera sólida con destino maderable de calidad cumplen con las condiciones de mayor edad al turno y menor área basal requeridas para alcanzar mayores densidades y riquezas de árboles nativos, que aquellas plantaciones cuya silvicultura tiene por objetivos turnos cortos y altas densidades como la producción de madera para triturado. Por lo tanto, la administración del paisaje debería atender a las proporciones ocupadas por plantaciones manejadas con diferente destino, y su distribución en el espacio. Medina *et al.* (en prensa) estudiaron el establecimiento de árboles en plantaciones de *Araucaria angustifolia* con edades de más de 60 años en el noreste de Misiones. Estas plantaciones fueron establecidas en el Campo Anexo Manuel Belgrano, dependiente del Estación Experimental Agropecuaria, INTA Montecarlo en la década del 50 y fueron sucesivamente intervenidas para comercializar la madera extraída y mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles remanentes (Goya *et al.*, 2016). Medina *et al.* (2019) encontraron que la edad de la plantación y el tiempo desde la última intervención inciden sobre la densidad y riqueza de especies arbóreas nativas de manera diferente según las características funcionales de esas especies. Las especies pioneras aumentan rápidamente después de las intervenciones y luego tienden a disminuir de manera abrupta, independientemente de la edad de la plantación. En cambio, las especies más tolerantes a la sombra tienden a aumentar su densidad con la edad de la plantación, son negativamente afectadas por las intervenciones silvícolas y tienden a recuperarse con el transcurrir del tiempo desde la intervención. El efecto de la intervención silvícola depende en gran medida de las prácticas de aprovechamiento o cosecha aplicados cuya adecuación puede contribuir en gran medida a mejorar la supervivencia y crecimiento de los árboles nativos establecidos en estas plantaciones (Medina *et al.*, 2019). Tanto en las plantaciones de araucaria como las de pino puede encontrarse más del 80 % de las especies de árboles encontradas en los bosques nativos cercanos (Ritter *et al.*, 2018; Medina *et al.*, en prensa). Que dichas plantaciones contribuyan en mayor o menor medida a mantener la diversidad de árboles en el paisaje, y puedan brindar servicios de hábitat que aumenten la conectividad en el paisaje, depende de cómo son manejadas y qué proporción de bosques nativos se mantenga en el entorno. Esos estudios aportan al establecimiento de estrategias que complementan los enfoques de *landsparing* y *landsharing* administrando proporciones de bosque nativo, plantaciones que permiten el desarrollo de mayor diversidad y plantaciones más intensivas con menor diversidad (figura 3.4).

Figura 3.4

Plantaciones de Pinus taeda en Misiones. Izquierda: plantación densa con menos de 10 años y baja abundancia de especies nativas en el sotobosque. Derecha: plantación de más de 20 años y baja densidad, con alta abundancia de especies nativas.



Nota. Fotos: Luis Ritter, con autorización.

El manejo de los bosques dominados por lenga en Tierra del Fuego representa otro caso de estudios importante en Argentina. Existen estudios orientados a encontrar arreglos espaciales adecuados de los árboles remanentes en los rodales aprovechados (Martínez Pastur *et al.*, 2019). En la propuesta estudiada, las áreas sometidas a tratamientos de cosecha deben retener agregados de bosque sin intervenir, y una densidad mínima de árboles entre los agregados. La combinación de áreas de retención agregada y retención dispersa es denominada retención variable (Cellini *et al.*, 2013; Martínez Pastur *et al.*, 2019). Según esos estudios la estrategia de retención variable permite obtener rendimientos madereros económicamente viables y mantener procesos de regeneración natural del bosque sin afectar sensiblemente los niveles de diversidad de plantas, insectos y aves.

El ordenamiento del territorio

Los procesos de ordenamiento territorial, como los promovidos por la Ley N°. 26.331 (Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos), pretenden compatibilizar los intereses de diferentes sectores de la sociedad que se expresan en el territorio para lograr un paisaje heterogéneo, que mantenga la conectividad pero que también resulte sustentable desde el punto de vista social y económico. El ordenamiento territorial de los bosques nativos contempla la existencia de áreas de conservación en las que las actividades económicas se restringen a turismo de bajo impacto, áreas en las que los bosques pueden manejarse de manera sustentable y áreas en las que los bosques pueden convertirse en otros usos de la tierra. El territorio, en la mirada de los geógrafos, es el ámbito de desarrollo de conflictos permanentes, la expresión de las fricciones entre intereses (Pérez Roig *et al.*, 2018). Los procesos de ordenamiento territorial abordan preguntas como: ¿Cuánto espacio puede quitarse de la producción y destinarse a conservación? ¿Quiénes experimentan los efectos negativos causados por producciones intensivas con alto costo ambiental? ¿Quiénes perciben los beneficios económicos de esas producciones intensivas? ¿En qué medida esas producciones

redundan en un beneficio local? ¿Existe un proceso de industrialización local o regional de los productos obtenidos? ¿Cuál es la situación de la sociedad local en distintos escenarios de ordenamiento? ¿Son estos procesos vulnerables por la incidencia de sectores de mayor poder económico y político? ¿Intervienen sectores políticos que representan intereses sectoriales nacionales, extranjeros o transnacionales? La ecología del paisaje puede ofrecer una mirada útil para la discusión del ordenamiento territorial, pero el uso del territorio está atravesado por los aspectos reflejados en esas preguntas y que operan sobre los conflictos a nivel del paisaje. El ordenamiento puede proponerse la administración de los conflictos, pero no su solución. Los acuerdos logrados como parte de ese manejo tienen en general un alcance temporario ya que las condiciones políticas y económicas cambian, tanto como las demandas sociales. El beneficio social del uso de los recursos está distribuido de manera desigual. Y los más perjudicados en esa distribución, en general, sufren más directamente los efectos negativos de la degradación de esas fuentes de bienes y servicios, así como el deterioro ambiental. Actualmente, muchas disciplinas aportan al conocimiento necesario para encontrar formas de desarrollo más eficientes, y que resultan ambiental y socialmente convenientes. El desafío para las sociedades es llegar a implementarlas y alcanzar una distribución justa de los beneficios y costos promoviendo una mejora de la calidad ambiental y social.

Referencias

- Cellini, J. M., Martínez Pastur, G., Soler, R., Barrera, M. D. y Lencinas, M. V. (2013). Retención variable en bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser en Patagonia sur: estructura forestal, estabilidad estructural y regeneración. *Revista Forestal Yviraretá* 20: 11-22.
- Droz, A., Torrusio, S. y Arturi, M. (2008). Evaluation of changes in Atlantic forest (Valley of CuiñaPiru, Misiones, Argentina) with multi-temporal satellite data. ISPRS Congress, Beijing XXXVII, B7.
- Dirzo, R., Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 137-172.
- Franco, M. G., Mundo, I. y Veblen, T. (2022). Burn severity in *Araucaria araucana* forests of northern Patagonia: tree mortality scales up to burn severity at plot scale, mediated by topography and climatic context. *Plant Ecology* 223: 811-828.
- González, M., Amoroso, M., Lara, A., Veblen, T. T., Donoso, C., Kitzberger, T., Mundo, I., Holz, A., Casteller, A., Paritsis, J., Muñoz, A, Suarez, M. L. y Promis, A. (2014). Ecología de disturbios y su influencia en los bosques templados de Chile y Argentina. En: Donoso, C., González, M. E. y Lara, A. (Eds.), *Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Ediciones Universidad Austral de Chile.

- Goya, J. F., Sandoval, D. M., Pinazo, M., Ritter, L., Medina, M. y Arturi, M. (2016). Efecto del raleo sobre el crecimiento diamétrico en plantaciones de *Araucaria angustifolia* de más de 50 años en el NE de Misiones. XVII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales, Eldorado: 86-87.
- Grau, H. R. (2004). Dinámica de bosques en el gradiente altitudinal de las Yungas argentinas. En: M. F. Arturi, J. L. Frangi & J. F. Goya (Eds.), *Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina*, pp. 1-30. La Plata: Editorial Universidad Nacional de La Plata.
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am Nat* 111: 1169-1194.
- Gustafsson, L., Baker, S., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D., Löhmus, A., Martínez Pastur, G., Messier, Ch., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A. y Franklin, J. F. (2012). Retention forestry to maintain multifunctional forests: a World perspective. *Bioscience* 62: 633-645.
- Herrera, J. M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20: 21-34.
- Izquierdo, A. E., de Angelo, C. D. y Aide, T. M. (2008). Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic forest of Misiones, Argentina: an evaluation of the Forest Transition Model. *Ecology and Society* 13, 3.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol Conserv* 131: 433-445.
- Lindenmayer, D. B. y Franklin, J. F. (2002). *Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press.
- Martínez Pastur, G. J., Rosas, Y. M., Toro Manríquez, M., Huertas Herrera, A., Miller, J. A., Cellini, J. M., Barrera, M. D., Peri, P. L. y Lencinas, M. V. (2019). Knowledge arising from long-term research of variable retention harvesting in Tierra del Fuego: where do we go from here? *Ecological Processes* 8: 24-29.
- Matteucci, S. D. (2006). Ecología de paisajes: ¿qué es hoy en día? *Revista Fronteras* 5: 1-8.
- Matteucci, S. D. y Silva, M. (2005). Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado. *Geofocus* 5, 180:202.
- Medina, M., Ritter, L., Campanello, P. y Arturi, M. (2019). Estrategias de historia de vida y atributos funcionales en especies arbóreas del Bosque Atlántico semideciduo. *Ecología Austral* 21: 285-285.
- Medina, M., Pérez Flores, M., Goya, J. F., Ritter, L. J., Pinazo, M. A., Campanello, P. I. y Arturi, M. (2020). Native tree regeneration in native tree plantations: understanding the contribution of *Araucaria angustifolia* to biodiversity conservation in the threatened Atlantic Forest in Argentina. *Austral Ecology* 45: 229-239.
- Pérez Roig, D., Barrios García, G. y Acsebrud, E. (2018). *Naturaleza, territorio y conflicto en la trama capitalista contemporánea*. Ediciones Theoami.
- Pickett, S. T. A. y White, P. S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.

- Ritter, L., Campanello, P., Goya, J., Pinazo, M. y Arturi, M. (2018). Plant size dependent response of native tree regeneration to landscape and stand variables in loblolly pine plantations in the Atlantic Forest, Argentina. *Forest Ecology and Management* 429: 457-466.
- Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J. y Ashton, P. M. S. (1997). *The Practice of Silviculture: Applied Ecology*, Ninth Edition. John Wiley & Sons, Inc.
- Veblen, T. T., Kitzberger, T. y Villalba, R. (2004). Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. En: M. F. Arturi, J. L. Frangi & J. F. Goya (Eds.), *Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina*, pp. 1-30. La Plata: Editorial Universidad Nacional de La Plata.
- Wallace, R. y Painter, L. (2002). Phenological patterns in a southern Amazonian tropical forest: implications for sustainable management. *Forest Ecology and Management* 160: 19-33.

CAPÍTULO 4

Aspectos políticos y sociales del manejo forestal sustentable

Julián Mijailoff, Maia Plaza Behr, Carolina Serra y Sarah Burns

Introducción

Dentro del complejo subsistema de gobernanza foresto-industrial argentino coexisten e interactúan numerosos actores, tales como trabajadores rurales, empresas y propietarios de medios de producción foresto-industriales, asociaciones de interés, fondos de inversión, organizaciones civiles, movimientos ambientalistas, organismos, agencias y administraciones del Estado, legisladores, organizaciones internacionales, medios de comunicación, organizaciones no gubernamentales e incluso la población general. Esta multiplicidad de actores sociales interactúa entre sí en un complejo entramado de relaciones sociales que se suceden desde los niveles más locales hasta esferas internacionales, tal y como se discutió en el capítulo 2. Por este motivo, para comprender la dinámica compleja de este tipo de subsistemas de gobernanza y los procesos de desarrollo de políticas que lo moldean es necesario aproximarse a distintos conceptos. Desde esta consideración, intentaremos aproximarnos en las próximas páginas a un breve repaso conceptual por distintos elementos teóricos e intentaremos caracterizar algunas de las principales categorías de actores que componen el subsistema de gobernanza foresto-industrial.

Actores

Pocos conceptos resultan tan imprescindibles para el ejercicio del conjunto de las ciencias sociales como el de *actor*. Sin embargo, mientras que el empleo del término es ubicuo tanto en la literatura académica como en el habla cotidiana, su definición es poco frecuente y el concepto de actor suele operar en el plano de lo sobreentendido. Sin intención de saldar los límites y las formas del concepto, nos parece pertinente presentar en este segmento algunos elementos recurrentes al ejercicio de la definición de actor social previo a operativizar algunas herramientas

para su análisis. Un denominador común a la práctica de su definición es entender a los actores como individuos, organizaciones-colectivos o entidades político-administrativas que se caracterizan por su capacidad de ejercer una *acción* intencionada en el plano de la *vida social*. En otros términos, los agentes sociales desarrollan acciones u omisiones intencionadas dentro de una estructura social y mediante el empleo de recursos específicos. En tanto estas acciones se suscriben a un lenguaje de intención se supone que cada actor, individual o colectivo, dispone de algún órgano o mecanismo de cálculo y deliberación que le permiten premeditar una acción, así como también de medios especificables o recursos de acción.

El termino actores suele coexistir con el de agentes sociales, y resulta oportuno presentar su distinción. De acuerdo a una vertiente de interpretación, es la capacidad autónoma de decisión la que diferencia a un actor de un agente. A contraposición del primero, el agente social se caracterizaría por reproducir una serie de prácticas acordes, en buena medida, a la posición que ocupa en el espacio social o, en otras palabras, al rol que le ha sido asignado sin mediar en ello una reflexión consciente. Es decir, esta segunda acepción reconoce la existencia de fuerzas sociales y estructuras que limitan los grados de libertad del accionar reduciéndolo a una reproducción de roles establecidos. En consecuencia, entenderemos al actor como un ente capaz de establecer estrategias y accionar desde los medios que posee en el marco de una estructura social que habilita o restringe recursos a discrecionalidad variable.

En la búsqueda analítica de discriminar distintos tipos de actores, diversos autores han creado sistemas de clasificación que buscan parámetros de categorización para hacer posible su estudio. Harré (1981) categorizó a los actores como individuales y supraindividuales (colectivos), y otros autores como Scharpf (1997) han profundizado esta clasificación al ahondar en los diferentes grados de integración que mantienen los actores colectivos. Esta clase de actores supraindividuales revisten mayor complejidad debido a que no todo agrupamiento de individuos puede ser considerado un actor. Scharpf (1997) define como actores nominales a aquellos cuya integración sólo existe en el plano del análisis (ej., la clase media, jóvenes, productores) y como actores colectivos a quienes ejercen acciones distinguibles, ejercen un control de recursos, dirimen objetivos y presentan un sistema de afiliación tal que les permita dirimir el rumbo de las acciones. Los primeros carecen de organización interna estable por lo cual no realizan acciones deliberadas en conjunto, sino que sólo se encuentran presentes en cuanto son agrupados desde un análisis externo. Los segundos, en cambio, poseen mecanismos de interacción con una estabilidad tal que asegura la representación de los objetivos e intereses del conjunto en su expresión. Estos actores colectivos agrupan organizaciones, públicas o privadas, con una coherencia interna suficiente, la existencia de normas o reglas, formales o informales, y un control colectivo de los recursos utilizados. Aquellos agregados que se encuentran por fuera de ambas definiciones pueden ser caracterizados como coaliciones, en las cuales imperan objetivos comunes o sinérgicos.

A pesar de que el enfoque de actores y su discusión académica es profusa, el análisis particular de los actores que integran los sectores forestales es escaso a nivel mundial y de incipiente proceso en Argentina. En el proceso de construcción de un marco de análisis para el

estudio de las políticas forestales en Alemania, Krott (2005) desarrolló un esquema analítico de aquellos actores que resultan relevantes para los bosques del país germano. Dentro de esta clasificación podemos encontrar indiscriminadamente actores de índole tanto individuales como supraindividuales con distintos niveles de integración, existiendo grupos tanto nominales como colectivos. De acuerdo con Krott (2005) los actores relevantes en el sector forestal alemán se clasifican en **usuarios de los bosques**, los cuales comprenden propietarios de bosques, trabajadores y empleados forestales y población general; **asociaciones y partidos**, entre los cuales se encuentran las asociaciones forestales, las ONG medioambientales; y las **burocracias gubernamentales y administrativas**.

Tomando como base esta clasificación, y comprendiendo las particularidades y diferencias que presenta nuestro sector forestal nacional, ensayaremos un posible esquema de actores que componen el complejo subsistema de gobernanza foresto-industrial argentino. Es importante remarcar, sin embargo, que, como cualquier otro subsistema político, el foresto-industrial argentino se encuentra dentro de un sistema político más amplio y está definido por un alcance geográfico, en este caso el espacio jurisdiccional y multinivel de la República Argentina, y por la existencia de un conjunto de actores que accionan en torno a un tópico dominante, en este caso el bosque. Sin embargo, en tanto unidad de análisis esto no deja de ser una abstracción y como en cualquier otro sector, el subsistema político se encuentra constantemente yuxtapuesto con otros subsistemas políticos, por caso el agropecuario o energético, así como por subsistemas que exceden al marco de referencia geográfica. Esto significa, entre otras cosas, que numerosos actores participan de forma tangencial o indirecta en el sector sin por ello tener menos impacto en el desarrollo de las políticas forestales, como por ejemplo la Sociedad Rural Argentina o el caso de actores supranacionales tales como la FAO o el Banco Mundial.

El significativo bosques será utilizado como termino común, aún a sabiendas de su apertura conceptual que engloba distintas geografías de predominancia arbórea incluyendo a las distintas expresiones del bosque nativo como a las plantaciones forestales. En consecuencia, si bien se asume la naturaleza disímil de ambas expresiones forestales, es factible que las particularidades de cada tipo parezcan desdibujarse en algunos momentos del texto.

Usuarios de los bosques

El término usuarios de los bosques, tal y como lo emplea Krott (2005), busca integrar a aquellos actores que lidian de forma directa con el bosque. Por lo tal, esta categoría comprende individuos y colectivos sociales muy diversos, desde propietarios de bosques hasta aquellos que trabajan en actividades relacionadas con la silvicultura, propietarios de medios de producción e incluso la población en general. Como regla general, estas categorías no son mutuamente excluyentes y cada individuo puede pertenecer o sentir afiliación a uno o a varios grupos de usuarios dentro del subsistema forestal o incluso en otras instancias de la vida social. Por ejemplo, el propietario de un bosque, sea un individuo o una empresa, puede ser considerado

un productor forestal sin que eso lo exceptúe de participar en otro tipo de actividades, como ser el desarrollo de tareas industriales o agrícolas, participar como miembro en distintas organizaciones sociales, grupos de interés, partidos políticos, o bien ser un mero usuario pasivo del bosque en sus actividades, por ejemplo, de recreación.

Algunos componentes sociales que integran el subsistema de gobernanza forestal no se desarrollarán en este capítulo. No debe entenderse por ello que haya una intención premeditada de negar en su omisión su capacidad de agencia o relevancia. Actores tan elementales para el sector como pueden ser las unidades de viveros forestales, las empresas prestadoras de servicios forestales, las reservas forestales privadas, entre otros, no serán explorados en mayor detalle a razón de las restricciones que impone la estructura exigua de este capítulo.

En cambio, sí incluiremos a los sectores foresto-industriales que participan en la producción de bienes de base forestal. Nos remitiremos principalmente a las dos grandes vertientes de la cadena foresto-industrial, es decir los complejos sectores de transformación mecánica y química de la madera. En este marco, incluiremos aspectos generales de las distintas cadenas de valor de la producción de madera aserrada y remanufacturas, la industria de celulosa y papel y la bioenergía, en desmérito de otras múltiples actividades de consabida importancia que también tienen insumos de base forestal. Entre ellas podríamos mencionar a la industria de la construcción, leña y carbón, alimenticia, farmacéutica, cosmética, turística, empresas de logística de exportación, mercados de carbono, entre otras que no solo insumen la madera como materia prima, sino que en algunos casos también involucran al amplio universo de servicios y productos forestales no madereros.

Propietarios de bosques y empresas foresto-industriales

El territorio forestal argentino que disponemos en la actualidad se encuentra directamente relacionado al complejo proceso de construcción histórica del estado-nación argentino. A pesar de las incongruencias en los registros estadísticos históricos de la superficie forestal argentina, distintos autores concuerdan en torno al fenómeno sostenido de desaparición y degradación de los bosques nativos en el país a lo largo de los últimos siglos, y algunas estimaciones incluso hablan de la pérdida de aproximadamente dos tercios de la cobertura boscosa documentada a principios del siglo XIX (Montenegro *et al.*, 2004; Zarrilli, 2007; Agüero *et al.*, 2018). Aunque heterogénea a lo largo del territorio nacional y en distintos periódicos históricos, este cambio de uso de suelo y transformación profunda a escala del paisaje fue el resultado de una serie de factores interrelacionados. Entre ellos podríamos mencionar las características del proceso de colonización que incluyó la acumulación por desposesión o privatización de tierras en grandes extensiones y la conformación de un modelo agroexportador de integración al comercio mundial como productor de materias primas, fenómeno que desplazó a los bosques mediante el cambio de uso de suelo a actividades agrícola-ganaderas o bien a través de la explotación indiscriminada de los recursos forestales nativos.

A medida que la profundización de la expansión de la frontera agropecuaria continuó avanzando sobre el bosque nativo en las últimas décadas, el país experimentó análogamente otro cambio de uso de suelo relacionado a la producción forestal. En sintonía con los fenómenos globales que se replicaron en la región del Cono Sur, las plantaciones forestales fueron desarrollándose en sucesivos períodos históricos. En primer lugar, mediante reemplazo de bosque nativo, particularmente en una primera etapa que comienza a mediados del siglo XX, y en segundo a través de su expansión en áreas marginales para la agricultura, principalmente pastizales, en un proceso conocido como aforestación que tuvo particular desarrollo a partir de la década de 1980.

Hoy día, un análisis de las porciones territoriales de predominancia arbórea en el país y sus propietarios presupone la distinción casi indispensable entre distintas clases de bosques nativos, distribuidos principalmente en seis ecorregiones (Bosques Patagónicos, Chaco Seco, Chaco Húmedo, Selva Paranaense, Yungas y Espinal) y las plantaciones forestales conformadas principalmente por especies exóticas como coníferas, eucaliptos y salicáceas que se concentran en mayor medida, aunque no excluyentemente, en las provincias de Misiones, Corrientes, Entre Ríos y delta del río Paraná en la provincia de Buenos Aires.

En Argentina las plantaciones forestales abarcan aproximadamente 1,3 millones de hectáreas y son fundamentalmente propiedad de actores privados (99,7%) mientras que son de propiedad pública sólo el 0,3% (PEFyFI, 2019). En cuanto a los bosques nativos, las provincias reconocen en su conjunto alrededor de 53 millones de hectáreas de bosques nativos (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2020). En este caso la propiedad de los bosques también es mayormente privada, en proporción de aproximadamente 93,5%, mientras que el Estado es propietario del resto a través de Administración de Parques Nacionales (3,5%), las provincias (2,9%) y diferentes instituciones de investigación como las universidades nacionales y el INTA (0,1%) (Burns y Giessen, 2014). Los bosques bajo jurisdicción de la Administración de Parques Nacionales se encuentran comprendidos en distintas categorías de conservación tales como Parque Nacional, Reserva Nacional, Reserva Natural Estricta, Reserva Natural Silvestre y Reserva Natural Educativa. Esta tendencia a la propiedad privada de los bosques es indiscutiblemente una particularidad en un mundo donde la tenencia pública de los mismos es predominante a pesar de encontrarse en disminución desde la década de 1990 (FAO, 2020).

Como se mencionó en una primera instancia, si bien en Argentina la distinción entre bosques nativos y plantaciones forestales pareciera evidente, urge decir que la definición de los bosques no está exenta de debates (ver capítulo 2) y otros términos son empleados con frecuencia en la literatura buscando desagregar las distintas categorías de cobertura forestal en función de sus atributos, objetivos, o bienes y servicios que brindan. Entre las características plausibles que diferencian a los bosques que tienen como objetivo la producción de materia prima para la industria de base forestal de otras composiciones arbóreas residen, en efecto, su manejo intensivo, su espaciado regular, su naturaleza coetánea y monoespecífica, el uso, por lo general, de especies exóticas de rápido crecimiento (aunque existen casos de plantaciones con especies nativas), en ocasiones con material resultante de programas de mejoramientos genéticos. A

menudo se disponen en grandes extensiones, por lo general no menores a las 1.000 hectáreas de bosques.

Los propietarios de estos macizos forestales son sujetos de ser clasificados de acuerdo a la escala, existiendo una continua gama que va desde pequeños hasta grandes. Estimaciones publicadas muestran que la distribución de los propietarios privados de plantaciones forestales en términos de superficie forestada se distribuiría en partes iguales entre pequeños productores, medianos productores y grandes empresas (Schwarz *et al.*, 2014), si bien otros estudios difieren al respecto poniendo en evidencia una mayor concentración de la tierra en manos de los grandes conglomerados foresto-industriales (Slutzky, 2013). En ese sentido, las mayores extensiones suelen ser administradas por empresas foresto-industriales (de capital nacional o trasnacional) de integración vertical, donde el producto maderero tiene como destino abastecer la industria de la misma compañía, o bien, aunque no sea aún un fenómeno tan extendido en Argentina, adquiridos mediante la constitución de fondos de inversión de capital por lo general privado destinados a la compra de activos forestales, incluida la tierra.

Otra clarificación factible a estas instancias es que, aunque mayoritariamente privado, el patrimonio forestal se encuentra sujeto a diversas clases de tenencia de la tierra y es importante resaltar que, en muchos casos y particularmente en la geografía de los bosques nativos, la misma se encuentra supeditada a diferentes grados de conflictividad que surgen por la falta de titulación de la tierra, las usurpaciones, los intereses de negocios inmobiliarios o agrícolas, entre otros.

En última instancia, el tipo de tenencia que se tenga de los recursos forestales depende de los objetivos de manejo que tengan la diversidad de productores en su conjunto ya que son los actores que toman las decisiones de uso de sus tierras. Estos objetivos a su vez pueden presentar una variabilidad considerable, de identidades yuxtapuestas, y que no se encuentra exenta de dinamismo. A continuación, se presentan algunos resultados de un caso de estudio sobre tipología de productores en la cuenca forestal del Río Uruguay.

Los productores forestales de la cuenca Río Uruguay – Caso de estudio

La región de la cuenca del Río Uruguay ha experimentado una expansión de plantaciones de *Eucalyptus spp.* de manera constante y creciente durante los últimos 20 años, por lo cual constituye un interesante caso de estudio para analizar los perfiles de los productores involucrados en la dinámica de uso de la tierra en esa región. Se trata de un clúster forestal tradicional que se desarrolla entre el río que le da nombre y la Ruta Nacional 14, su principal arteria comercio-industrial. Involucra siete departamentos, pertenecientes a las provincias de Entre Ríos (Gualeduaychú, Uruguay, Colón, Concordia y Federación) y Corrientes (Paso de los Libres y Monte Caseros).

En esta región, Plaza Behr *et al.* (2024) estudiaron cómo diferentes grupos de productores presentaban diferentes respuestas ante variables como la silvicultura, el manejo forestal y el uso

de la Ley de promoción forestal 25.080. Una manera de tratar de simplificar la diversidad de estos productores fue asociarlos de acuerdo a tres variables socioestructurales: tamaño, antigüedad (año de establecimiento), y actividades productivas. Las dos primeras variables son muy utilizadas en la realización de tipologías por su fácil medición y la robustez para análisis temporales y georeferenciados. Mientras que la tercera es un poco más compleja, dado que muchas veces representa la percepción que los productores tienen de ellos mismos. Dada la historia socioproductiva de la región esta variable resultó la más interesante, ya que fue la que les aportó la identidad a cada uno. De acuerdo a este esquema se identificaron ocho tipos de productores: forestales (F1, F2 y F3), agrícolas-ganaderos (AG1 y AG2), multiproductivos (MP1 y MP2) y citrícolas (C). En la Tabla 4.1, se encuentran resumidas las variables de clasificación.

Tabla 4.1.
Variables estructurales de los grupos de productores en la cuenca del Río Uruguay

Familias	Forestales			Agrícola-Ganaderos		Multiproductivos		Citrícolas
Tipos	G	P	I	A	N	G	P	
Superficie en ha.	>50.000	350	870	440	235	2800	90	42
Año de establecimiento	1996	1997	1989	1989	1999	1972	2004	2007

Nota. Adaptado de Plaza Behr et al. (2024). G: grandes, P: pequeños, I: integrados, A: antiguos y N: nuevos.

Forestales

En la cuenca del río Uruguay Plaza Behr *et al.* (2024) encontraron 3 grupos que se dedican exclusivamente a la actividad forestal. El primer grupo, de **forestales grandes (F1)**, se caracteriza por realizar replantación (técnica asociada a “nuevas tecnologías de producción”), cosechar todos los años y realizar un aprovechamiento integral de sus plantaciones, pero su variable más destacada es el patrimonio forestal. Es decir, el tipo de aprovechamiento que en general es mecanizado les permite una clasificación muy eficiente de sus productos, destinando las mejores dimensiones a aserrado y el resto a madera corta y celulosa. Cuentan con un plantel técnico de manera permanente y dan alta importancia al plan de manejo como herramienta de decisión. Hacen uso de los beneficios de la ley de promoción forestal, principalmente bajo la modalidad avalúo de reservas (AR), pero la herramienta no influye en su decisión para realizar las plantaciones. En esta región estos productores son casos muy atípicos, pero es un tipo de productor que podría tener más frecuencia en la zona norte de Corrientes y de Misiones,

representados por empresas grandes que en la mayoría de las ocasiones tienen la actividad industrial integrada y pertenecen mayoritariamente a capitales multinacionales.

El grupo de **forestales pequeños (F2)** realizan variados tipos de repoblación, pero predomina la utilización de densidades medias de cultivo y cosechan de manera esporádica. Los principales destinos de los productos son el aserrado y los postes. En contraste, no utilizan cosecha mecanizada y esta tarea se terceriza como así también las intermedias. Ninguno cuenta con asesoramiento técnico permanente y todos utilizan la modalidad de venta de monte en pie. Respecto a la ley, utilizan principalmente la modalidad de Apoyo Económico No Reintegrable (AENR), pero también mencionan la modalidad Estabilidad Fiscal (EF). Si bien algunos la utilizan de manera frecuente, un número mayor indica que solo la utilizó una única vez o que incluso desconocen el instrumento, lo cual hace que en general la ley no signifique una herramienta relevante en la toma de decisión.

El tercer y último grupo de esta familia de productores “forestales” es el de **forestales integrados (F3)**, es decir que la industrialización de la materia prima que producen se hace bajo la misma entidad de gestión. Realizan la repoblación con replantación, densidad baja y cosechan con frecuencia anual de manera mecanizada o semi. Este esquema refleja un objetivo claro de obtención de madera de calidad para el aserrado y materia prima constante para alimentar su industria. También en este grupo puede aparecer el concepto de “aprovechamiento integral” es decir, que una vez aprovechado el monte, se trata de utilizar toda la biomasa primero para aserrado y poste y luego todo los productos secundarios posibles, varas cortas, triturado y celulosa. Tienen una alta proporción de aprovechamiento con maquinaria propia y venta bajo modalidad “spot” a cargo de la administración; lo cual tiene sentido ya que al tener su propia industria no necesitan un intermediario que inserte su materia al mercado. No se identificó una modalidad en particular para utilizar la ley. Utilizan la herramienta con una frecuencia anual, pero no es un factor que influye en su decisión de forestar. En este caso, muchas veces el motivo por el cual forestan es justamente disponer de materia prima y las forestaciones son consecuencia de un previo desempeño industrial en el sector.

Agrícolas-Ganaderos

Dentro de esta categoría de productores Plaza Behr *et al.* (inédito) identificaron 2 grupos, diferenciándose entre ellos por el tamaño y el año de establecimiento.

En el primer grupo (**AG1**), la técnica de repoblación más frecuente es el rebrote con densidad baja. Realizan cosechas anuales y además del aserrado, el segundo destino es la producción de postes, pero también mencionan la madera corta, el triturado y la celulosa. La frecuencia de cosecha es anual y predomina el aprovechamiento de tipo semimecanizado, la tercerización de esta tarea y el mecanismo de venta de monte en pie. A diferencia de otros grupos realizan en menos medida la práctica de fertilización. La modalidad más utilizada de la ley es la de AENR, pero la modalidad avalúo de reserva (AR) es característica de este grupo y también mencionan

la estabilidad fiscal. Utilizan de manera constante los mecanismos de promoción y tienden a darle mayor peso a la misma como un incentivo para seguir forestando.

En tanto que en el siguiente grupo de productores Agrícola-Ganaderos (**AG2**), utilizan densidades bajas y cosechan de manera anual como el grupo anterior, pero a diferencia, el método de repoblación es la replantación. Estas asociaciones pueden evidenciar la cuestión cultural de los métodos silviculturales tradicionales y modernos (manejo de rebrote con baja o media densidad vs. replantación con baja densidad, respectivamente). El destino de la producción, similar, pero tienden a tercerizar más tareas, principalmente las de corta (raleos y corta final). No se identifica con ninguna modalidad ni frecuencia de uso de la ley de promoción y el efecto como incentivo a la forestación es menos marcado en este grupo.

Multiproductivos

Estos grupos de productores se caracterizaron por tener la actividad forestal como actividad complementaria a sus actividades agropecuarias o profesionales. En consecuencia, esperamos detectar productores más bien diversificados que fueron buscando constantemente dónde conviene poner los esfuerzos (o invertir). Al convivir con otras actividades productivas, es probable que accedan a mayor información u otras lógicas de interacción que las clásicas de los ambientes forestales/agropecuarios.

Los **multi productivos grandes (MP1)** están más relacionados con una historia productiva agropecuaria y la actividad forestal ingresa como una posibilidad de diversificación y/o ahorro. Como caracterización relevante se acercan a las lógicas de producción del grupo F1 en términos del enfoque integral y anual del aprovechamiento. En este caso con un esquema más bien semimecanizado y el modo de venta es de monte en pie. Aparece nuevamente la percepción de la importancia del plan forestal y todos cuentan con asesoramiento técnico parcial o permanente. La modalidad avalúo de reservas y utilización anual de los mecanismos de promoción se asocian a este grupo de manera significativa, sin embargo, también mencionan utilizar otras modalidades como el AENR y EF. En general consideran que la presencia de la ley es un incentivo para seguir forestando.

En tanto el grupo de los multiproductivos pequeños (**MP2**), es mucho más heterogéneo que los otros. En contraste con MP1, este grupo está más relacionado con actividades extra agropecuarias, profesiones independientes que utilizan las forestaciones como forma de ahorro o inversión a futuro. En consecuencia, los esquemas de manejo en general son bastante más difusos debido a la poca experiencia en el sector. Realizan variados tipos de repoblación e incluso es el grupo que menciona con más frecuencia que no saben qué tipo de método utilizan o utilizarán. En relación al uso de la Ley 25.080 la modalidad mayormente utilizada es la de AENR y EF, pero algunos incluso desconocen la modalidad bajo la que están o la existencia de la ley. Esto puede ser debido a la baja frecuencia de uso, ya que respecto a otros grupos utilizan

la ley de manera mucho menos frecuente. Sin embargo, consideran que la ley fue y es un incentivo para ingresar o mantenerse en la producción forestal.

Citrícolas

Se encuentran incluidos todos los productores citrícolas actuales, muchos de los cuales desarrollan esta actividad desde hace tiempo. En este grupo se identificaron los productores forestales más pequeños, y con respecto a la antigüedad, cabe mencionar que si bien establecieron sus plantaciones durante un periodo amplio (1970 - 2012), podrían considerarse el grupo de los más recientes, junto con MP2.

Como variables relevantes en este grupo de **citrícolas (C)**, se encontró una asociación significativa con el método de repoblación por manejo del rebrote, contradictorio a lo esperado bajo la hipótesis de que es una técnica predominante en productores antiguos, pero que desde los costos podría ser válida en productores pequeños. Respecto a cómo utilizan las herramientas de promoción forestal no se evidenciaron tendencias claras respecto a modalidad y frecuencia, pero sí respecto a cómo influye en el incentivo hacia la actividad y en este grupo de productores no influye en su decisión de forestar. Este tipo de productores ha visto en la forestación una oportunidad de diversificación y salida productiva sobre todo luego de la crisis que sufrió la actividad cítrica.

De acuerdo a esta propuesta, las características del manejo forestal y el uso de políticas de promoción puede entenderse sintetizando una amplia gama de actores en estos ocho grupos. Una clasificación así, denominada tipología de productores, podría realizarse en cualquiera de las otras regiones forestales a través de la obtención de datos de superficie forestal y antigüedad, por un lado, y por el otro evaluando las actividades productivas que se realicen. El tamaño es un fuerte indicador del tipo de manejo que se realiza y los productores de tipo forestal grande se asemejan más bien a las lógicas de los denominados bosques industriales, con un patrimonio forestal extenso y con destino de la materia prima para la industria del aserrado. Considerando esto, los productores de la cuenca del Río Uruguay presentan un perfil de productor más bien de pequeños propietarios o familiares, ya que la mayoría de los grupos realizan dos o más actividades, y muchas veces la actividad forestal representa un objetivo de diversificación en su producción, ahorros para liquidar cuando las otras actividades tienen menos demanda o inversiones a futuro.

Propietarios de medio de producción foresto-industriales

Tal y como se anticipó, se abordarán a estas instancias tan solo las dos principales ramas de la actividad foresto-industrial en el país. Es decir, aquellas que se supeditan a las industrias de transformación mecánica y química de la madera. De acuerdo con los datos de la Dirección

Nacional de Desarrollo Foresto Industrial (2023) el 70% de la producción anual de madera se destina al primer tipo de industrias, mientras que cerca del 26% se destina a las industrias de celulosa y papel, siendo el resto destinado a la exportación como rollo de madera. También ha sido mencionado en distintos documentos el creciente fenómeno de utilización de materia prima proveniente de las plantaciones forestales para el abastecimiento de las industrias de base forestal.

En el primer subsector mencionado, correspondiente a la transformación mecánica de la madera encontramos empresas dedicadas a un primer proceso de transformación, que incluyen la producción de madera aserrada, durmientes, postes, tableros reconstituidos de fibra o partícula, así como laminas y chapas. El proceso de segunda transformación incluye a las empresas que desarrollan productos varios tales como cajones, pallets, encofrados, remanufacturas tales como molduras, listones, pisos o tableros compensados, mientras que puede adjuntarse una tercera transformación que engloba productos del orden de aberturas, artículos de hogar o mueblería acabada.

De acuerdo con el Informe Nacional del Censo de Aserradores (Ministerio de Agroindustria, 2015), se relevaron 2.087 establecimientos en actividad a lo largo del país, mayormente concentrados en la región NEA y chaqueña. Cabe mencionar que aquellas industrias de transformación secundarias y terciarias que incorporan mayor valor agregado se encuentran principalmente en las provincias de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe (Sharry, 2013). De acuerdo al informe resultante del censo nacional de aserraderos, el 72% de los mismos son micros, el 20% pequeños, el 7 % son medianos y solo el 1% son grandes. Estos datos nos introducen a la existencia dominante de una matriz productiva compuesta por una amplia variedad de unidades mipymes con tecnología de relativa obsolescencia y escaso nivel de productividad (Mora Alfonsín, 2023), que, a su vez, y de acuerdo a los datos presentados por el Censo Nacional de Aserraderos (2015), representan casi el 70% de los empleos generados por este subsector, sin considerar el margen de empleos no registrados que escapan a las mediciones. Como contrapartida, la serie de empresas dedicadas a la transformación mecánica de la madera que pueden considerarse dentro del rango de medianas a grandes se concentran principalmente en la región mesopotámica. Generalmente con lógicas de integración vertical y horizontal, esta categoría incluye tanto empresas de capitales nacionales como extranjeras que suelen ser las de mayor capacidad productiva. Es oportuno destacar que si bien la amplia mayoría de las empresas son propiedad de inversores privados no gubernamentales, también existen empresas de mayoría Estatal, como es el caso de la Corporación Forestal Neuquina (CORFONE S.A.), cuyo paquete accionario se encuentra controlado en un 90% por la Provincia de Neuquén, o la concesionada empresa Salta Forestal S.A., aún propiedad de la Provincia de Salta. Otro segmento relevante dentro de las industrias de transformación mecánica de la madera lo componen las empresas dedicadas a la producción de tableros de partículas, de fibra y contrachapados (o terciados).

El sector de la transformación química de la madera se compone principalmente por las industrias de pasta celulósica, papel y cartón, pero también incorporan otras producciones tales

como la extracción de taninos. De acuerdo con Mora Alfonsín (2023), la producción nacional de pasta de celulosa se concentra en 10 plantas, mientras que la elaboración de los distintos tipos de papel y cartón también es resultante de estas mismas empresas nacionales y transnacionales que cuentan con producción integrada. Por último, mencionaremos en esta sección, las distintas empresas que se dedican a la generación de energía tanto térmica como eléctrica en base a biomasa forestal. Descontando la tradicional industria de la leña y el carbón vegetal, la bioenergía de base forestal en el país se encuentra en un período de incipiente desarrollo en tanto es notoria la aparición de distintas plantas de bioenergía que se han incorporado a la matriz de la industria foresto-industrial en las últimas décadas. Tanto la industria de pellets y chips de madera, como la generación de energía eléctrica disponible a ser incorporada a la matriz eléctrica nacional se encuentran en un proceso de consolidación y expansión.

Empleados y trabajadores de los bosques

Los trabajadores y empleadores forestales son aquellos que utilizan el bosque sobre la base de una relación de trabajo y, por lo tanto, son condición necesaria para la producción forestal. Una relación de trabajo se basa en un contrato entre el trabajador o empleado y el empleador. El trabajo directamente relacionado al sector forestal está representado por una variopinta diversidad de actividades laborales que se desarrollan principalmente en dos áreas, la producción primaria y la producción industrial. Dentro del sector de la producción primaria se encuentran los trabajadores de viveros y de montes que se dedican entre otras cosas a la producción comercial de material de propagación (semillas, plantines, estacas y partes de plantas), a la producción forestal propiamente dicha y a las tareas de aprovechamiento. Complementan las actividades del bloque primario un conjunto de servicios auxiliares (servicios forestales, control del fuego, servicios profesionales, entre otros). Parte de estos trabajadores que participan en las actividades rurales del sector están nucleados en el gremio de Trabajadores, la Unión Argentina de Trabajadores Rurales y Estibadores (UATRE). En el sector de producción industrial se encuentran los trabajadores vinculados a las mencionadas transformaciones mecánica (principalmente aserraderos) y a la transformación química (pasta celulósica, papel y generación energética). Los trabajadores que participan de estos sectores suelen estar también sindicalizados en distintos gremios de escalas locales, regionales o nacionales, dentro de los cuales destaca a nivel nacional la Unión de Sindicatos de la Industria Maderera de la República Argentina (USIMRA), compuesta por 34 Sindicatos y 9 Delegaciones, y la Federación de Obreros y Empleados de la Industria del Papel, Cartón y Químicos (FOEIPCQ).

El trabajo forestal en el mundo se caracteriza por un alto nivel de riesgo, siendo considerado por la Organización Internacional del Trabajo como uno de las actividades más riesgosas en el mundo. De acuerdo con estudios realizados en Argentina, a pesar de ciertas mejoras resultantes del Programa de Certificación de Competencias Laborales llevado adelante a partir de 2004, el

sector forestal muestra una elevada presencia de precariedad laboral, informalidad, altos niveles de accidentabilidad en los trabajadores forestales y rotación laboral (Peirano, 2014). Más aún, subsiste todavía un inadmisibile componente en la estructura laboral del sector que es la existencia de explotación laboral, trata de personas y trabajo forzoso con mayor presencia en segmentos dentro de las actividades de extracción de resina, explotación del bosque nativo y tareas tercerizadas en plantaciones forestales (OIT, 2023). Debido a su alta tasa de informalidad, que se encuentra entre el 66 y el 72% (Peirano, 2012), no existen datos oficiales del empleo forestal, sin embargo, algunas aproximaciones estiman que el sector forestal en Argentina emplea de forma directa e indirecta alrededor de 100.000 personas. Otras estimaciones, contabilizan para el total de la cadena foresto-industrial, que incluye el sector primario y la industria de transformación mecánica y química de la madera, unos 68.650 puestos asalariados registrados y 71.750 no registrados (Mora Alfonsin, 2023).

Peirano *et al.* (2009) diferencian tres niveles de gestión de recursos humanos en el sector forestal a los que califican como gestión alta, gestión media y gestión baja. Dentro del grupo de gestión alta se encuentran trabajadores formales, utilización de estándares de prácticas laborales que incluyen los elementos de protección de seguridad provistos por el empleador; consideraciones de ergonomía, capacitación continua, campamentos con estándares de bienestar estableciendo condiciones de vivienda, higiene y nutrición (viviendas de material, baño, agua potable, electricidad, gestión de residuos, depósitos de combustibles y de agroquímicos, cocinero y pautas nutricionales). Se observa planificación y el recurso humano es parte de la gestión integral de la empresa y de la cadena de producción que incluye un estricto control de cumplimiento de los estándares a las empresas de servicio.

La gestión media se caracteriza por un porcentaje de trabajadores formales y contrataciones temporarias informales e incorporación de algunas prácticas en seguridad, ergonomía y de condiciones de los campamentos. Mayoritariamente, el campamento es organizado por el jefe de cuadrilla, sin tercerización de servicios y sin estándares establecidos en pautas nutricionales y de higiene. Control de los propietarios de las forestaciones sobre operaciones propias y poco control de las prácticas de las empresas de servicios. Se observan niveles intermedios de planificación y una incipiente estrategia en cuanto a recursos humanos.

Finalmente, la gestión baja se caracteriza por empleo mayormente informal, poco calificado, poco o ningún uso de prácticas de seguridad, campamentos armados por los mismos trabajadores, sin condiciones de higiene, sin acceso a agua potable ni alimentos de calidad nutritiva. Incomunicación y aislamiento, carencia completa de procedimientos de emergencia (accidentes, incendios). Bajos a nulos niveles de capacitación de los trabajadores. No se observa planificación ni gestión integral de recursos humanos.

Población general - usuario activo y pasivo

La población general también interacciona con los bosques, de forma directa a través del uso recreativo de los mismos, el consumo de los bienes y servicios de los bosques, tanto madereros como no madereros, como así también mediante su incidencia en alguna de las variables que hacen al desarrollo de políticas que impactan en los bosques. De esta forma la población, tanto como actores individuales o colectivos, tiene diferentes grados de incidencia en los recursos forestales, sin necesariamente considerarse pertenecientes al sector forestal. Los propietarios de bosques e industrias y trabajadores también pertenecen a la población general.

En las poblaciones de áreas urbanas, así como en territorios rurales de escasos recursos forestales, el trabajo de la mayoría de las personas poco tiene que ver con los bosques, aunque bien pueden considerarse la relevancia de la categoría bosques urbanos. En los individuos que componen este sector de la sociedad las actividades que hacen uso de los bosques están asociadas al turismo y la recreación o a la contribución que hacen a sus vidas cotidianas los bosques que los convierten en beneficiarios pasivos de sus servicios ecosistémicos. En contraste con ellos, la noción de relevancia que tienen los bosques para las poblaciones rurales de regiones boscosas del país se relaciona al entorno y hábitat en el cual desarrollan sus vidas.

La población en general también puede tener incidencia en los bosques en tanto y cuanto son partícipes del cuerpo de diferentes actores supraindividuales tales como movimientos sociales, organizaciones de la sociedad civil, grupos activistas u otros actores colectivos de menor o mayor escala que se manifiestan en movilizaciones sociales o integran entes sociales que inciden en la relación de fuerzas que componen el entramado en el cual se determinan las políticas forestales. De distintas extracciones y nucleados en torno a diferentes motivos, son numerosas las organizaciones civiles que tienen intereses directos o indirectos en torno a los bosques a lo largo y ancho del país, desde asambleas vecinales o locales, como puede ser el paradigmático caso de la Asamblea de Gualeguaychú en Entre Ríos, hasta los distintos actores colectivos que componen las numerosas comunidades indígenas que habitan el ancho de nuestro territorio.

Asociaciones de interés

Una de las representatividades más importantes desde la perspectiva del estudio de la gobernanza forestal y el desarrollo de políticas son las asociaciones de interés. Estos actores, también referidos como grupos de interés, son organizaciones que articulan los intereses de los individuos o compañías asociadas y tienen como principal objetivo intervenir en la política pública e influir en el proceso de toma de decisiones representando estos intereses (Baroni *et al.*, 2014). El rol de estos grupos en los procesos de desarrollo de políticas ha sido ampliamente estudiado a raíz de sus eficaces mecanismos de participación e influencia en el desarrollo e implantación de políticas. Caracterizados también como grupos de presión política, estas asociaciones son organizaciones de carácter estable que tienen como objetivo explícito influir mediante distintos

mecanismos y estrategias en las diversas esferas de desarrollo de políticas, sin por ello aspirar a ejercer el poder público directamente.

Estos grupos de interés pueden variar a razón de distintas características. Existen grupos específicos que representan intereses particulares y delimitados, tal como es el caso de la mayor parte de aquellos que integran el subsistema foresto-industrial argentino, así como los que representan los intereses de amplios segmentos de la sociedad (Beyers, 2004). A su vez varían de acuerdo a distintos atributos tales como su estructura de membresía, nivel de movilización, número de personal o recursos financieros.

El principal factor distintivo de cualquier asociación con importancia en la política forestal es el interés especial que representa en el bosque. Esto cubre desde aspectos relacionados al manejo de bosques por parte de propietarios privados hasta los intereses particulares de las distintas industrias. Desde esta perspectiva, las asociaciones de interés intentan cabildear sus intereses con medios profesionales. Este cabildeo sirve para alterar el margen de maniobra del Estado en la política forestal.

Son múltiples los grupos de interés que existen a nivel provincial y todos ellos merecerían mayor desarrollo, sin embargo, destacaremos a nivel nacional cuatro grupos de interés de consolidada representación política en el país y que en parte son aglutinadores a escala nacional de los intereses de los anteriores. En primer lugar, la Asociación Forestal Argentina (AFoA) que se constituye en uno de los más relevantes grupos de interés dentro de las actividades primarias del sector, nucleando a las principales empresas, productores forestales y prestadores de servicios forestales del país. Dentro del dominio de las actividades foresto-industriales de transformación mecánica de la madera, destaca la Federación Argentina de Industrias de Madera e Industrias Afines (FAIMA), la cual agrupa a 29 cámaras empresarias del país. No menos relevante es la Asociación de Productores de Celulosa y Papel (AFCP), grupo de interés que representa al sector celulósico-papelero, aquel que representa cerca del 70% de la facturación total del sector foresto-industrial argentino (Mora Alfonsín, 2023). Por última cabe mencionar a la Asociación de Fabricantes y representantes de Máquinas, Equipos, y Herramientas para la industria maderera (ASORA), que tal como su nombre indica agrupa a los principales proveedores de maquinaria y tecnología para la industria de la madera.

Es propicio distinguir que existen diferentes razones por las cuales los actores del sector buscan integrarse en organizaciones supra-individuales y no por ello todas corresponden por completo a la imagen conceptual de los grupos de interés. Un caso frecuente es la agrupación con la finalidad de generar mecanismos de consulta mutua, tal el caso de los múltiples consorcios forestales que se han desarrollado en distintos puntos del país a instancias, por lo general, del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y siguiendo el esquema de los grupos CREA que abundan en el subsistema político agropecuario. Se trata de asociaciones civil sin fines de lucro integrada por empresarios que se reúnen para compartir experiencias y transmitirse conocimientos, y como tales se diferencian de los grupos de interés propiamente dichos.

Otra categoría relevante en el plano de la gobernanza forestal es aquella que componen la variopinta categoría de ONGs ambientales que suelen por lo general incluir en su abanico de

intereses los asuntos forestales. Aunque se entiende que tienen, por línea general, como su principal objetivo el impulso y defensa de la conservación los bosques, estas organizaciones pueden presentar distintos puntos de vista en torno al significado de la conservación y los mejores medios para potenciarla. Entre las ONGs ambientales más populares a nivel nacional están Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA), Greenpeace y Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN).

Gobiernos y administraciones burocráticas

Hemos dejado en último lugar a una de las categorías más complejas de actores que son aquellos que se ciernen sobre el ala ancha de la noción de Estado. La centralidad de la temática coloca al análisis del Estado como uno de los pilares de las ciencias sociales.

La creciente participación de actores no estatales en el proceso de desarrollo de políticas a nivel mundial ha derivado en mutaciones en torno al rol del Estado, o lo que ha sido definido como el traspaso de un estado burocrático weberiano (gobierno) a un estado posmoderno (gobernanza) (Richards y Smith, 2002; Hill y Varone, 2021). Empero esto no significa un detrimento total de la centralidad del Estado, y a la vez que se han experimentado procesos de progresiva distribución de recursos de poder en aras de grupos de presión, el sector privado y en menor grado la sociedad civil, los actores gubernamentales siguen teniendo un papel crucial, particularmente en algunos dominios políticos estratégicos (Evans *et al.*, 1985; García y Burns, 2022).

Antes de abordar lo que hace a las especificidades del sector foresto-industrial, es necesario considerar que el Estado no es una eventualidad monolítica. Según la teoría de la política burocrática (Allison y Halperin, 1972), los Estados y sus gobiernos no son actores racionales unitarios, sino que, por el contrario, las decisiones políticas son el resultado de pujas de poder intragubernamentales, entre las distintas administraciones públicas, organizaciones o agencias que lo conforman. En este marco, estas burocracias componen unidades con variable grado de independencia capaces de agenciar en torno a mecanismos internos de consolidación de intereses y supervivencia.

Aquí hace sentido retomar aquellas nociones weberianas del Estado, y definir a una burocracia como un tipo específico de institución pública que toma decisiones basadas en normas legales para resolver problemas específicos mediante la aplicación de instrumentos políticos (Weber, 2000). Formalmente, estas administraciones tienen tareas y responsabilidades políticas en áreas temáticas específicas para prestar servicios públicos orientados a los problemas, por ejemplo, en relación con la gestión de los bosques (Niskanen, 1971). Estas tareas formales se declaran públicamente en los documentos fundacionales y en las autopresentaciones de una organización.

En su esencia, las administraciones públicas se caracterizan por sus empleados permanentes, que poseen conocimientos específicos, así como por la clara delimitación de sus

tareas y responsabilidades formales, su jerarquía y los procedimientos sujetos a las normas (Weber, 2000). No obstante, estas burocracias no persiguen sólo objetivos formales sino también informales que se relacionan con la supervivencia y la expansión organizativa (Allison y Halperin, 1972; Krott, 2005). En este contexto las administraciones buscan nuevos campos de responsabilidad para asegurar sus posiciones y tratar de ampliar sus límites y así obtener, por caso, una mayor proporción de los limitados fondos públicos (García y Burns, 2022). Una vez que una administración pública adquiere determinadas tareas y responsabilidades, estas son utilizadas como argumentos bastante sólidos en las negociaciones presupuestarias intragubernamentales (Niskanen, 1971; Krott, 2005).

En el caso de la política forestal, resaltan dos principales burocracias a nivel nacional: un ente denominado Desarrollo Foresto Industrial que se encuentra dentro de la esfera de la actualmente Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca, y tiene como principal marco de acción el sector de las plantaciones forestales, incluyendo la implementación de la Ley de Inversiones Forestales 27.487, y por otro lado un ente, por lo general denominado Dirección de Bosques, que suele hallarse dentro del área competente a Medio Ambiente, y que siendo autoridad de aplicación de la Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, tiene como principal objeto los bosques nativos. Empíricamente los principales conflictos ocurren entre burocracias que tienen un propósito de carácter productivo, como aquellas que dependen de agricultura o industria, y aquellas burocracias orientadas a la conservación, como las que suelen englobarse dentro de ambiente (Humphreys, 2006; García y Burns, 2022). Estos conflictos principalmente giran en torno a las ideologías básicas hacia el uso de los recursos naturales, normalmente sobre el mismo objeto de responsabilidad: el territorio (Krott, 2005; García y Burns, 2022). Adicionalmente, en tanto nos caracteriza un sistema político de organización federal, estas referencias burocráticas suelen replicarse en el ámbito de las provincias, disposición no menor considerando que de acuerdo al artículo 124 de la Constitución Nacional corresponde a ellas el dominio originario de *los recursos naturales*. Esto resulta de vital relevancia, dado que el espacio geopolítico de las burocracias significa un dominio sobre la acción social que puede ejercer (Downs, 1967). En este marco, sus decisiones y la dinámica de interacción entre las distintas burocracias componen una red de influencias que puede cambiar la dinámica territorial (Downs, 1967; García y Burns, 2022).

A estas burocracias que hemos repasado superficialmente, deben adjuntarse una red amplia de aquello que se conoce en la administración pública como organismos descentralizados, que consisten en entes públicos estatales que no dependen de la administración central. Entre ellos existen distintas *agencias u organismos de crucial relevancia para el subsistema de gobernanza foresto-industrial, tanto como las Administración de Parques Nacionales, las universidades nacionales, el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), el Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI), el Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), entre otros.*

Intereses y conflictos

Como se ha establecido previamente, uno de los atributos fundacionales de los actores que componen el complejo subsistema de gobernanza forestal son la existencia de motivos e intereses que motorizan su accionar. Como hemos visto, con mayor o menor grado de libertad de acción, los actores sociales operan en la realidad intencionadamente y se relacionan entre sí en una dinámica embebida por la noción de poder. Uno de los motivos que impulsan el accionar de los actores suele denominarse genéricamente como interés y bien podría entenderse como la serie de beneficios que un actor busca obtener de una determinada relación, evento u objeto, como por ejemplo los bosques (Krott, 2005). En ese marco, el interés puede entenderse desde una lectura teleológica como aquel proceso interpretativo que determina las estrategias y las acciones que los actores llevarán a cabo, motivo por el cual el interés es un factor elemental en el estudio de los procesos políticos. En ocasiones estos intereses se revelan explícitos y son parte del discurso de los actores. Sin embargo, en múltiples ocasiones los intereses de los distintos actores permanecen inaccesibles tanto como resultado de mecanismos estratégico de acción política, en los cuales resulta conveniente no exponer las verdaderas intenciones, o bien porque los mismos resultan difusos incluso para el actor. Dentro de la primera justificación, deriva que, así como la visibilización del poder es síntoma de su deterioro, el grado de exposición de los intereses también puede significar una medida del poder de un actor. Aquellos actores que revelan públicamente sus intereses estarían, en términos coloquiales, mostrando sus cartas.

Los intereses de los actores son una sustancia compleja, que en muchas ocasiones pueden verse contruidos por fuera de lógicas racionales, estando más relacionados a su sistema de valores, percepciones o preferencias políticas. Aquí, nuevamente, los caminos se bifurcan (Sabatier, 2007). Algunos enfoques, como el de marcos institucionales de elección racional, asumen que los actores políticos son sujetos “intencionalmente racionales”, es decir, que buscan alcanzar unos objetivos determinados de la forma más eficaz posible. En cambio, otros, tal como el enfoque de construcción social de Schneider y Ingram (1988), argumentan que la percepción de la realidad, y por lo tanto el interés, se encuentra mediados por construcciones sociales. Cualquiera fuese el caso, tal y como sucede en el resto de los subsistemas de gobernanza, los intereses de los diferentes actores involucrados en el sector forestal y su poder para conseguirlos determinan la agenda y la dirección de la toma de decisiones políticas del sector (Burns y Giessen, 2014). Los intereses que existen sobre los bosques son numerosos y diversos en función de los beneficios que se pueden obtener de él relacionados a sus múltiples servicios ecológicos, económicos, sociales y estéticos (Bonan, 2008). En este capítulo los intereses que más nos interesan son aquellos que circundan al diseño e implementación de los distintos instrumentos de las políticas públicas, como por caso a quién, cuánto y cómo debe subvencionar el Estado.

Estos múltiples intereses que poseen los distintos actores en relación a un mismo recurso son la raíz de conflictos por el uso de los mismos. El encuentro entre los distintos intereses acerca del uso que se le debe otorgar a la tierra y a los recursos naturales es un proceso embebido en

desacuerdos (Sze y Sovacool, 2013). Por esta razón el conflicto emerge como el estado elemental de cualquier territorio en el cual coexistan dos o más actores sociales, individuales o colectivos, con incompatibilidad en los intereses que depositan sobre ese el bien en cuestión, en nuestro caso los bosques (de Jong *et al.*, 2006; von der Dunk *et al.*, 2011). Por lo tanto, es natural conceptualizar que el conflicto es un estado de situación inherente a la práctica social (Turner, 1975).

En un contexto de presión demográfica, degradación ambiental y cambio climático, con componentes de concentración económica, evolución material de los procesos productivos hacia sistemas agroindustriales de escalas intensivas y contextos socio-económicos de alta desigualdad, entre otros factores (Peluso y Watts, 2001), los escenarios naturales de conflictividad se ven acrecentados y existe una proliferación en el desarrollo de este tipo de conflictos, no sólo en número sino también en intensidad a escala global y particularmente en América Latina (Svampa, 2015; Viscidi y Fargo, 2015; EJOLT, 2020; de Jong *et al.*, 2021).

Al ser sujeto de una creciente atención por parte de investigadores y académicos, múltiples definiciones han emergido en torno a los conflictos. De Jong *et al.* (2006) definen a los conflictos como:

La incompatibilidad de intereses sobre un mismo territorio o recurso entre al menos dos individuos o grupos interdependientes que llevan a cabo acciones y esfuerzos, movilizandolos recursos, para evitar que la otra parte alcance sus metas y predominar en el proceso de toma de decisiones. (p. 448).

Los enfoques de teorías de marcos suelen definir a los conflictos como “disputas en las cuales los contendientes sostienen marcos conflictuantes” (Schön y Rein, 1994), entendiendo a los marcos como los dispositivos cognitivos a través del cual los actores interpretan situaciones complejas desde su subjetividad, experiencia y emocionalidad, formando significado y construyendo una racionalidad propia (Shmueli *et al.*, 2008).

En este marco, los conflictos ambientales son un tipo de conflictos que comparten características primarias con su ascendente taxonómico, tales como las diferentes visiones de apropiación, uso y significado del territorio por parte de al menos dos grupos, pero que incorporan ingredientes propios del campo ambiental, tales como los impactos que emergen de la actividad antrópica sobre los recursos. Desde los marcos o subjetividades propias de cada actor, estos efectos son percibidos por al menos uno de esos grupos en conflicto como indeseables e involucran impactos en el suelo, bosques, agua u otros sistemas vivos, así como también en estilos de vida. En una contemporaneidad en la cual las narrativas dominantes pendulan entre los discursos apocalípticos y el escepticismo climático, los conflictos ambientales emergen como el cauce natural por el cual transitan estos intereses divergentes.

En líneas generales estos conflictos involucran una amplia gama de actores sociales, sin embargo la literatura reconoce que en la región es predominante la participación de actores tales como comunidades locales y movimientos sociales, en sus distintas vertientes de agrupación, así como ONGs, empresas nacionales o multinacionales y distintos exponentes del Estado

nacional o subnacional que conflictúan en rededor de determinados proyectos que involucran recursos naturales como el agua, el suelo o los bosques (Viscidi y Fargo, 2015). Los conflictos pueden presentarse en estadios de latencia, en los cuales sus componentes no logran expresarse de forma tal de lograr la visibilización de la disputa, y en otros casos estos conflictos escalan. El escalamiento del conflicto se relaciona con el aumento en la intensidad o severidad de las herramientas coercitivas en las estrategias de los actores (Wall y Callister, 1995; Kriesberg, 1998; Yasmi, 2004) y también se encuentra asociado a la difusión del conflicto a otros territorios o jurisdicciones incorporando nuevos actores (Talmadge, 2019).

Por este motivo, la categoría de actores que se encuentren involucrados va a determinar la escala del conflicto. En ocasiones, solo las comunidades o actores locales expresan la conflictividad, subordinando el conflicto a escalas locales. En otros escenarios, actores de niveles superiores se encuentran involucrados, escalando el conflicto a escalas supralocales que pueden llegar incluso a estadios internacionales (Mijailoff *et al.*, 2023).

Los conflictos que involucran a los bosques en Argentina son numerosos y heterogéneos, involucrando a diferentes actores desde escalas locales hasta internacionales. Desde disputas locales por el uso de los recursos que ofrece el bosque hasta diferendos internacionales, estos conflictos son transversales a la temática forestal en el país. Desde el evento histórico de la compañía inglesa La Forestal en la primera mitad del siglo XX, pasando por los distintos escenarios de conflictividad territorial en las diversas ecorregiones boscosas del país que involucran comunidades locales, hasta los conflictos distributivos por los fondos de las leyes forestales en todas las escalas de gobierno, el acaparamiento de tierras por parte de empresas agrícola-ganaderas, de desarrollo inmobiliario o de empresarios extranjeros en áreas boscosas, como los casos de Benetton, Tompkins y Lewis, o el conflicto internacional que sostuvieron Argentina y Uruguay por la instalación de dos plantas de celulosa en el Río Uruguay, los conflictos atraviesan nuestros bosques. Para tomar dimensión de la relevancia de leer en clave de conflicto el escenario forestal, resta decir que de acuerdo a estimaciones de la Red Agroforestal Chaco Argentina (REDAF, 2010) en la actualidad tan solo en la región norte y centro del país 600 mil campesinos se encuentran involucrados en conflictos territoriales y ambientales que en gran proporción incluyen espacios boscosos.

Referencias

- Agüero, M., Rojas, F., y Álvarez, J. (2018). Aportes desde la cartografía participativa y la historia ambiental al ordenamiento territorial del bosque nativo. *Proyección* 23.
- Allison, G.T., y Halperin, M.H. (1972). Bureaucratic politics: A paradigm and some policy implications. *World politics* 24: 40-79.
- Baroni, L., Carroll, B.J., William Chalmers, A., Marquez, L.M.M., y Rasmussen, A. (2014). Defining and classifying interest groups. *Interest Groups & Advocacy* 3: 141-159.

- Beyers, J. (2004) Voice and access: Political practices of European interest associations. *European Union Politics* 5: 211–240.
- Bonan, G.B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320(5882): 1444-1449.
- Burns, S.L. y Giessen, L. (2014). Identifying the main actors and their positions on international forest policy issues in Argentina. *Bosque* 32(2): 163-173.
- De Jong, W., Ruiz, S., y Becker, M. (2006). Conflict and communal forest management in Northern Bolivia. *Forest Policy and Economics* 8: 447–457.
- De Jong, L., De Bruin, S., Knoop, J., y van Vliet, J. (2021). Understanding land-use change conflict: a systematic review of case studies. *Journal of Land Use Science* 16(3): 223-239.
- Dirección Nacional de Desarrollo Foresto Industrial. (2023). Tablero de Foresto Industria. Disponible en: <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/desarrollo-foresto-industrial/foresto-industria/tablero.php>
- Downs, A. (1967). *Inside Bureaucracy*. Waveland Press, Boston (292 pp.).
- EJOLT. (2020). The Environmental Justice Organisations, Liabilities and Trade. Disponible en: *The Environmental Justice Organisations, Liabilities and Trade* <http://www.ejolt.org/project/>
- Evans, P.B., Rueschemeyer, D., y Skocpol, T. (Eds.). (1985). *Bringing the state back in*. Cambridge University Press.
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2020). *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2020 - Principales resultados*, Roma.
- García, R.M., y Burns, S.L. (2022). Bureaucratic Politics in Protected Areas: The voided power projection efforts of conservation vis-à-vis forest bureaucracies in Patagonia, Argentina. *Forest Policy and Economics* 134, 102630.
- Harré, R. (1981), Philosophical Aspects of the Micro–macro Problem. En: K.C. Knorr–Cetina y A. V. Cicourel (Eds.). *Advances in Social Theory and Methodology: Towards an Integration of Micro– and Macro– Sociologies*. Londres: Routledge
- Hill, M., y Varone, F. (2021). *The public policy process*. Routledge.
- Humphreys, D. (2006). *Logjam — Deforestation and the Crisis of Global Governance*. Earthscan, London.
- Kriesberg, L. (1998). *Constructive Conflict: From Escalation to Resolution*. Rowman and Littlefield Publishers, Inc., Lanham, MD.
- Krott, M. (2005). *Forest policy analysis*. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers. 334p.
- Mijailoff, J.D., Giessen, L. y Burns, S.L. (2023). Local to global escalation of land use conflicts: Long-term dynamics on social movements protests against pulp mills and plantation forests in Argentina and Uruguay. *Land Use Policy* 134, 106884.
- Ministerio de Agroindustrias. (2015). *Informe nacional del relevamiento censal de aserraderos*.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2020). *Informe de estado de implementación. Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos*.

- Montenegro, C., Gasparri, I., Manghi, E., Strada, M., Bono, J. y Parmuchi, G. (2004). *Informe sobre deforestación en Argentina*. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Mora Alfonsín, L. (2023). La foresto-industria en Argentina. *Plan Argentina Productiva 2030*. Secretaría de Industria y Desarrollo Productivo.
- Niskanen, W.A. (1971). *Bureaucracy and Representative Government*. Chicago: Aldine-Atherton.
- Organización Internacional del Trabajo (OIT). (2023). *Un bosque de oportunidades. Condiciones de vida y trabajo en el sector forestal de Argentina* - Resumen ejecutivo.
- PEFyFI. (2019). *Plan Estratégico Forestal y Foresto Industrial Argentina 2030*. Mesa de Competitividad Foresto Industrial. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Ministerio de Educación, Cultura, Ciencia y Tecnología.
- Peluso, N.L., y Watts, M. (2001). *Violent Environments*. Cornell University Press.
- Plaza Behr, M., Serra, C., Gasparri, N.I., Arturi, M.F. y Burns, S.L. (2024). Characterizing owners of fast-growing forest plantations in South America's afforestation systems. *New Forests*
- Peirano, C. (2012). La sostenibilidad social del trabajo forestal. El caso de Argentina.
- Peirano, C. (2014). La pirámide de la competitividad y su aplicación al análisis competitivo del sector forestal. *Visión de futuro 18(1)*: 0-0.
- Peirano, C., Bustos Hinojosa, M. y Nahirñak, P. (2009). Recursos humanos en el sector forestal. Un análisis cuantitativo y cualitativo a partir del Programa de Certificación de Competencias Laborales. En: XIII Congreso Forestal Mundial; Buenos Aires.
- REDAF. (2010). *Conflictos sobre tenencia de la tierra y ambientales en la región del Chaco Argentino*. Buenos Aires: Observatorio de tierras, recursos naturales y medio ambiente.
- Richards, D. y Smith, M.J. (2002). *Governance and public policy in the United Kingdom*. Oxford University Press.
- Sabatier, P. (2007). *Theories of the policy process*. Boulder, CO: Westview Press.
- Scharpf, F.W. (1997). *Games Real Actors Play. Actor-Centered Institutionalism in Policy Research*. Boulder: Westview Press.
- Schön, D.A. y Rein, M. (1994). *Frame Reflection: Toward the resolution of intractable policy controversies*, New York: Basic Books.
- Sharry, S. (2013). Núcleo Socio-Productivo Estratégico: producción y procesamiento de recursos forestales, *Argentina Innovadora 2020, Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva*, Buenos Aires, Ministerio de Ciencia.
- Shmueli, D.F., Kaufman S. y Ozawa, C. (2008). Mining Negotiation Theory for Planning Insights. *J Plan Educ Res* 27:359-364.
- Slutzky, D. (2013). La forestoindustria en Misiones y Corrientes: Impactos sociales, económicos y territoriales. *Documentos del CEIA* 9: 143-158.
- Schneider, A., y Ingram, H. (1988). Systematically pinching ideas: A comparative approach to policy design. *Journal of public policy* 8(1): 61-80.

- Schwarz, G.A., Cuevas, J. y Burg, C. (2014). *Desarrollo del Sector Forestal en Argentina. Actualidad y Potencial de crecimiento*. XLIX Reunión Anual – Asociación Argentina de Economía Política. ISBN 978-987-28590-2-2
- Svampa, M. (2015). Commodities Consensus: Neoextractivism and Enclosure of the Commons in Latin America. *South Atlantic Quarterly* 114: 65–82.
- Sze, M.N.M. y Sovacool, B.K. (2013). Of fast lanes, flora, and foreign workers: Managing land use conflicts in Singapore. *Land Use Policy* 30(1):167-176.
- Talmadge, C. (2019). Emerging technology and intra-war escalation risks: Evidence from the Cold War, implications for today. *Journal of Strategic Studies* 42: 864–887.
- Viscidi, L. y Fargo, J. (2015). *Local Conflicts and Natural Resources. A Balancing Act for Latin American Governments*. Inter-American Dialogue.
- von der Dunk, A., Gret-Regamey, A., Dalang, T. y Hersperger, A.M. (2011). Defining a typology of peri-urban land-use conflicts - A case study from Switzerland. *Landscape Urban Plan* 101(2):149-156.
- Wall Jr., J.A y Callister, R.B. (1995). Conflict and its management. *J. Manage.* 21(3): 515-558.
- Weber, M. (2000). *Basic Concepts in Sociology*. Citadel Press, New York.
- Yasmi, Y. (2004). Natural resource conflict management case studies: an analysis of power, participation and protected areas. *Forest Ecology and Management* 193: 427–428.
- Zarrilli, A. (2007). Bosques y agricultura. Una mirada a los límites históricos de sustentabilidad de los bosques argentinos en un contexto de la explotación capitalista en el siglo XX. *Luna Azul, Manizales* 26: 87-106.

CAPÍTULO 5

Beneficios económicos de los bosques

Gerardo Denegri y Gustavo Acciaresi

Introducción

Los bosques ofrecen una amplia variedad de beneficios económicos. En muchas regiones del país son importantes demandantes de empleo y proveen productos madereros que transmiten valor a través de las distintas cadenas productivas regionales mediante la transformación y comercialización de numerosos productos forestales. Además, proveen otro tipo de productos mal llamados “no madereros” como arbustos, hierbas, lianas, epífitas, enredaderas, musgos, líquenes, helechos, hongos y animales, los que son utilizados para alimentos, esencias aromáticas, realización de artesanías, curtientes, forrajes, productos medicinales, ornamentales, textiles, tintóreos y veterinarios, entre otros. A este recorte se deben agregar todos los servicios que una cubierta forestal brinda a la sociedad, actualmente llamados servicios ambientales; entre los que podemos mencionar los de protección y regulación de las cuencas hidrográficas (la provisión, purificación y conservación de agua); los de conservación de la biodiversidad; asimismo los árboles son un elemento clave para brindar hábitat y refugio a la fauna y flora; almacenamiento y secuestro de carbono; identidad cultural (albergan y protegen los sitios o paisajes de alto valor cultural, espiritual o recreativo) y por último contribuyen a la mejora de la calidad de vida: espacios de descanso, recreación y turismo (Camargo *et al.*, 2015).

Desde el punto de vista de la Ciencia Económica, los productos que tienen un mercado donde venderse (madera, resinas, hongos, por ejemplo) pueden valorarse fácilmente en términos monetarios, pero los que no lo poseen, situación que alcanza también a los servicios ambientales de los bosques, constituyen un colectivo mucho más difícil de medir y valorar. Allí intervienen, además, factores subjetivos y, en consecuencia, las técnicas aplicables y sus resultados pueden variar considerablemente de una región o país a otro, en función de sus tradiciones y de su nivel de desarrollo y/o los objetivos del plan de manejo aplicado.

El mantenimiento y fortalecimiento de la producción como el de las funciones ambientales forma parte fundamental del manejo forestal sustentable, y, por lo tanto, las informaciones sobre el estado y la valoración que efectúa la sociedad sobre estos asuntos son esenciales para una correcta toma de decisiones. Para ello es indispensable el aprovechamiento integral de los recursos forestales madereros y no madereros y considerar, simultáneamente, los servicios ambientales asociados (Izko y Burneo, 2003).

Indicadores económicos para toma de decisiones

Los indicadores económicos son simplemente datos o elaboración de los mismos, expresados en unidades monetarias, que nos permiten realizar un análisis de la situación económica de un sistema, tanto para el pasado como para el presente, y además nos permiten realizar previsiones de cómo evolucionará el sistema en el futuro con la información que se posee hoy. Los indicadores facilitan estudiar dónde está el sistema y hacia dónde se dirige con respecto a determinados objetivos y metas, evaluar programas específicos y determinar el impacto que ejercen sobre el sistema.

La utilización de los diferentes indicadores permite profundizar en la complejidad del problema, acorde a los objetivos del manejo y la cantidad de información disponible, aportando a la toma de decisiones según el objetivo de manejo forestal sustentable planteado. Es así que para el eje económico del manejo forestal sustentable, según el tipo de bosque y objetivo de manejo planteado, se pueden emplear los siguientes indicadores:

- Costos operativos o de tratamientos intermedios: son útiles cuando los ingresos no son alterados por las diferentes alternativas de manejo.
- Márgenes: bruto, neto, *truput* (Corbett, 2002), entre otros: son índices que se pueden aplicar cuando existen diferencias de ingresos en un plazo menor a un año.
- Valor de la madera en pie, definido como el ingreso neto que recibe el propietario del bosque por la venta del material leñoso. Es un dato calculable en forma precisa y se recurre a la metodología llamada valor residual de la madera en pie que corresponde a la diferencia entre el precio del producto final menos los costos de transformación de esa madera. Metodológicamente, se procede a recopilar la siguiente información:
 1. Características del rodal: composición específica, estado sanitario, datos dendro-epidométricos, entre los más relevantes.
 2. Precio de los productos finales: conviene usar la alternativa más común en la zona. El evaluador define que se entiende por producto final (muebles, tablas, rollizos puestos en la industria, entre otros). Se debe desglosar por especie y calidad.
 3. Costos de transformación: para cada unidad de producción será necesario calcular un costo de transformación de la madera en rolliza en el producto final definido. Éstos se pueden dividir en tres etapas bien definidas: a) de aprovechamiento: volteo, desrame, trozado, acarreo y carga; b) de transporte: bosque – industria, y c) de procesamiento industrial, según se indica seguidamente:

$$P_i = \frac{\sum P_{izj} V_{izj} C_{ij} - Tr - Ir - A_i}{V_i}$$

P_i: precio de la madera en pie en el rodal i.

P_{izj}: precio final del producto de la especie j, de calidad z, en la industria vendedora, del rodal i.

V_{izj}: volumen de madera en pie de la especie j, de calidad z, existente en el rodal i.

Cij: coeficiente de transformación del producto final a la madera en pie, en la industria.

Tr: costo de transporte desde la unidad a la industria.

Ir: costo total del proceso de industrialización.

Ai: costo de aprovechamiento de i.

Vi: volumen de madera en pie a cortar en la unidad i.

- Índices de proyectos: implican plazos mayores a un año y la utilización de una tasa de descuento, que establece la relación entre el sacrificio o el premio que hay que pagar para dejar de consumir hoy para hacerlo en un futuro; debe ser superior al costo de la financiación o costo de capital, medido a través de la tasa de interés pagada para ello.

La tasa de descuento representa el costo de oportunidad del capital invertido, asigna valor a la relación entre el tiempo de la espera para conseguir algo o tenerlo ahora y por lo tanto determina que tanto nos importan el futuro con respecto al presente. Tasas de descuento muy altas indican que prácticamente el presente es lo único que importa. Igualmente, para su elección y aplicación se recurre también al mercado de capitales, resultando, finalmente, el costo de financiar a la organización más una prima de riesgo. Los índices de proyecto más utilizados en el manejo forestal sustentable son:

- Valor Actual o Presente Neto (VAN), que es la diferencia que existe entre el valor presente de los ingresos (monetarios o ambientales) y los costos a lo largo de un período de tiempo determinado a una tasa determinada (que es el punto central en el cálculo y la futura decisión). La tasa adoptada depende de una decisión externa.

$$VAN = \sum_{j=0}^n \frac{B_j - C_j}{(1 + d)^j}$$

d: tasa de descuento, B: beneficios, C = costos y j denota el período en el cual ocurren los flujos de fondos.

- Tasa Interna de Retorno (TIR): es la tasa de descuento que hace que el valor actual de los ingresos se iguale con los egresos, es decir que el VAN se iguale a cero. Es un indicador relativo y muy útil para comparar proyectos o planes diferentes.

$$0 = \sum_{j=0}^n \frac{B_j - C_j}{(1 + TIR)^j}$$

El VAN y la TIR son indicadores de proyectos en general y se aplican tanto a los de tipo productivo como a los financieros. Otra aclaración pertinente es que debido a las complejidades matemáticas que suelen vincularse a la TIR -pese a su facilidad de lectura por ser relativo- es preferible, en muchas ocasiones, la utilización del VAN. Cuando se aplica en el manejo forestal se debe tener en claro que variables se toman en cuenta para la construcción del flujo de fondos en ambas metodologías y cuales se dejan afuera del cálculo (por ejemplo, la compra inicial de la tierra y su venta al finalizar el proyecto). En la práctica, es recomendable el cálculo de las dos metodologías y comparar sus

resultados antes de tomar una decisión en cuanto al manejo forestal, dadas sus diferencias conceptuales.

- Valor Potencial del Suelo (VPS): consiste en determinar el valor presente de los beneficios de infinitas rotaciones de un bosque, partiendo de un suelo desnudo. Este índice fue desarrollado en el año 1849 por Martin Faustmann (1822-1876), quien, a partir de trabajos previos, estableció el valor actualizado del bosque en función del tiempo, constituyéndose en uno de los primeros técnicos en aplicar el principio de descuento en un contexto de toma de decisiones plurianual y sentó las bases de la dimensión económica del manejo forestal sustentable. En el siglo XIX, Alemania era el centro de la investigación de las Ciencias Forestales en Europa. Una fórmula general es:

$$VPS = \sum_{j=0}^n \frac{(B_j - C_j)(1 + d)^j}{(1 + d)^n - 1}$$

Donde n es el valor de la rotación, normalmente en años y los demás términos ya fueron definidos. El VPS se puede considerar como la sumatoria del VAN de un modelo de manejo repetido hasta el infinito y es mucho más apropiado para comparar opciones de manejo con diferentes períodos de tiempo; por ello, su principal utilidad es en la determinación de la rotación óptima.

$$VPS = \sum_{i=1}^{\infty} VAN_i$$

Como se infiere de la fórmula presentada, el VPS es el indicador que mejor permite tomar decisiones forestales asociadas a proyectos de diferente duración, simultáneamente a la consideración del valor del suelo y el efecto de la tasa de interés (elegida o impuesta externamente). La prevalencia de un indicador sobre los otros en la toma de decisiones dependerá del objetivo de manejo planteado (tal como se desarrollará en el ejemplo propuesto), si bien se recomienda no tomar una decisión de manejo basada exclusivamente en el cálculo de uno sólo de los indicadores.

En resumen, estos índices se aplican, en general, para poder determinar si una intervención o práctica de manejo logra cumplir, por ejemplo, el objetivo económico de potenciar al máximo el retorno de la inversión realizada con los recursos utilizados. Así, cualquier acción que aumente estos índices sería deseable. No obstante, dado que, en el manejo forestal al utilizar estos índices para ordenar opciones, debido a sus diferentes supuestos, plazos y tasas de descuentos seleccionadas, los resultados de su cálculo pueden ordenar en forma diferente las alternativas planteadas e inducir diferentes decisiones en cuanto a los diferentes modelos de manejo y sus objetivos (maximización de la renta y/o beneficios ambientales y/o consideración del impacto sobre las externalidades del modelo adoptado).

Valoración de los beneficios económicos de los bosques

Productos forestales sin mercado y servicios ambientales

Se presentan numerosas dificultades teóricas y metodológicas cuando se pretende asignar un valor a la naturaleza. Algunas escuelas intentan expresar en términos monetarios la totalidad del patrimonio natural; otras señalan las numerosas dificultades para realizar estas estimaciones, consecuencia de las limitaciones conceptuales de la teoría económica y plantean que sólo es aplicable en estimaciones puntuales y bajo ciertas condiciones, y por último existen opiniones que niegan la posibilidad de llevar a cabo cálculos en términos monetarios. No obstante, el debate teórico y de las dificultades de aplicación, hay consenso que el manejo forestal sustentable necesita en este campo indicadores económicos especiales y -en ese contexto y sus limitaciones- estimar un valor.

Así, según lo expresado anteriormente, la estimación del valor de los productos forestales sin mercado y los servicios ambientales puede utilizarse como señal para guiar la toma de decisiones en el manejo forestal sustentable, ya que proporciona información sobre la escasez relativa y la condición cualitativa bien o servicio a valorar. La valoración es particularmente útil en contextos en los que los mecanismos institucionales propios de toda economía capitalista (como mercados y regímenes de propiedad) no funcionan bien para reflejar los costos y beneficios sociales asociados a situaciones sin mercado o mercados poco desarrollados. Las decisiones sobre acciones de conservación o restauración pueden conducir, entonces, al mal uso de los recursos cuando no se guían por algún concepto de valor. En efecto, la Economía Ambiental suele desarrollar análisis que se realizan desde la teoría neoclásica. La idea principal de este enfoque consiste en que los problemas ambientales ligados al manejo forestal sustentable surgen de lo que se conoce como fallas de mercado (situaciones en las que el mercado no funciona como un asignador óptimo de recursos). El ambiente en general, y muchos recursos naturales, en particular están vinculados con los conceptos de: externalidad, bien público y recursos comunes. Tal como plantea Arrow (1986), cuando no existe mercado hay un vacío de información para la toma de decisiones de los individuos, que ha de completarse con algún tipo de conjetura. El problema es que dichas conjeturas difícilmente se condigan con la realidad asociada al fenómeno bajo estudio, y, por consiguiente, la toma de decisiones que se deriva de las mismas resulte en una asignación no óptima de recursos. Ante este tipo de situaciones la tarea de la economía ambiental radica en proporcionar análisis e instrumentos que permitan corregir tales desvíos (Cristeche y Penna, 2008).

Desde un punto de vista social, valorar es contar con un indicador de la importancia de los productos forestales sin mercado y los servicios ambientales en función del bienestar para la sociedad y que permita compararlo con otros Bienes y Servicios; por lo tanto, se usa el dinero como medida.

A continuación, se explican brevemente los principales métodos de valoración ambiental, que pueden ser aplicados al manejo forestal sustentable:

• **Método de valoración contingente:** Es un método directo de valoración económica. Debido a la ausencia de mercados propios o relacionados para los activos ambientales, este método de valoración simula un mercado mediante una encuesta que se realiza a una muestra representativa de la población de usuarios del bien o servicio ambiental, indagando básicamente sobre su disponibilidad a pagar. Las estimaciones del valor económico obtenidas son “contingentes” porque los valores estimados son derivados de una situación hipotética que es presentada por los investigadores a los entrevistados se obtiene por medio de preguntas directas a los consumidores. Las etapas para realizar una valoración contingente son:

1. Definir con precisión lo que se desea valorar en unidades monetarias
2. Definir la población relevante
3. Concretar los elementos de simulación del mercado
4. Decidir la modalidad de entrevista
5. Seleccionar la muestra
6. Redactar el cuestionario
7. Realizar las entrevistas
8. Analizar estadísticamente las respuestas
9. Presentar e interpretar los resultados

• **Método del coste del viaje:** Utilizado para valorar espacios naturales públicos como lagos, ríos, bosques y ecosistemas marinos, que brindan servicios de recreación y esparcimiento. Generalmente, el uso de ambientes naturales es gratuito (no se cobra entrada o el precio es simbólico; salvo excepciones), aunque el visitante incurre en gastos para acceder al resto del área del parque. El método se basa en el supuesto de que los consumidores valoren un servicio ambiental en no menos que el costo de acceso al recurso, que incluye todos los costos directos de transporte y el costo de oportunidad del tiempo gastado en viajar al sitio. Se realizan encuestas donde se evalúa el interés por el sitio estudiado, agrupándose en tres tipos de preguntas:

a) Preguntas de control: frecuencia de las visitas y preferencias sobre las actividades que motivaron el paseo. b) Socio-económicas: niveles de escolaridad, ingresos, edad de los visitantes. c) Costo de viaje: lugar de origen de los recreacionistas, número de visitas en el último año, gastos de viaje de ida y vuelta a su lugar de origen, gastos de alimentación, refrescos, bebidas y otros relacionados con la visita. Luego, mediante procedimientos estadísticos matemáticos se estima cómo varía la demanda del bien ambiental ante cambios en el coste por disfrutarlo, sea en número de visitas por individuos o volumen total de visitas.

• **Método de precios hedónicos:** Este método intenta identificar, separar y valorizar la influencia específica de un servicio ambiental sobre el precio de mercado de un bien o servicio (precios de viviendas afectados por contaminación ambiental de aire o aguas, por ejemplo). Se basa en que muchos de los bienes que se comercian en el mercado poseen un conjunto de características y atributos que no pueden adquirirse por separado, dado que los mismos no se

intercambian en un mercado independiente y son llamados bienes «multiatributo» porque satisfacen varias necesidades al mismo tiempo en forma conjunta, pero con distinto peso relativo. El ejemplo típico de este tipo de bien privado es la vivienda. En efecto, es la sumatoria del peso de sus diversas características, la que finalmente determina el precio final del bien. Esto último es lo que se conoce en la teoría económica como hipótesis hedónica. En ese marco, el comprador de una casa adquiere un edificio y un conjunto de características del lugar al mismo tiempo. El precio pagado, en consecuencia, está determinado por una serie de variables como, por ejemplo, la estructura de la vivienda, la ubicación, el vecindario y las características ambientales. Siguiendo a Del Rey (2013, citando a Rossen, 1974), en resumen, “los precios hedónicos son definidos como los precios implícitos de los atributos”.

Estadísticamente, a través de la técnica de regresión, se descompone, entonces, el precio final en cada uno de sus atributos, siendo la incógnita el atributo ambiental. Una vez identificado el atributo ambiental que se desea (superficie arbórea, por ejemplo), se debe seleccionar un indicador que describa el atributo y seleccionar el conjunto de características estructurales, del inmueble o propiedad que puedan afectar su precio. En cuanto a la recopilación de la información relacionada con la variable dependiente “precio del inmueble o propiedad”, es preferible utilizar el precio de alquiler debido a que es más dinámico y refleja los cambios del entorno. Luego, se procede a seleccionar estadísticamente una muestra representativa de los inmuebles asociados al atributo ambiental que se desea valorar. Es fundamental definir con claridad los límites geográficos del estudio para obtener resultados confiables estadísticamente.

Definido con claridad el modelo que se desea estimar se procede a recopilar la información para estructurar la base de datos y a estimar, por métodos de regresión, los parámetros del modelo. Es importante tener en cuenta que se deben realizar varios test estadísticos hasta encontrar la función hedónica adecuada, dado que los modelos hedónicos tienen problemas para una correcta determinación de la forma funcional (lineal, logarítmica; entre otros).

Los parámetros estimados para las variables independientes (atributos de la vivienda o propiedad) representan los efectos marginales de cada una de las características del inmueble sobre su precio y con base en la estimación de estos parámetros se calcula la disponibilidad a pagar por cada uno de los atributos.

- **Método de costes evitados:** Este procedimiento parte del supuesto de que los costos de prevención de daños ambientales son asumidos por toda la sociedad, por lo cual brinda un indicador del valor del bien examinado. Este método identifica los efectos positivos o negativos que produce un cambio en la calidad de un recurso. Se emplea, por ejemplo, para medir el impacto de la calidad del aire, el nivel de ruidos o la proximidad de zonas verdes en los costos del sistema de salud. Las técnicas basadas en costos evitados son utilizadas cuando existe una limitación de tiempo y recursos para una estimación rigurosa del valor de los servicios ambientales dado que no miden la disponibilidad de pagar los servicios ambientales y -por lo tanto- puede subestimar sus valores.

- **Método de bienes sustitutos:** Este método se aplica para aquellos servicios ambientales que no tienen mercado o son utilizados directamente, como es el caso de la leña o cestería,

como las realizadas por las comunidades *gom* en el Parque Chaqueño a partir de hojas de palmeras o totora (*Typha spp*). El valor puede ser aproximado al precio de mercado de bienes similares, por ejemplo, la leña o cestas vendidas en otras áreas, o el valor de la mejor alternativa o bien sustituto (carbón vegetal). El alcance para el cual el valor del bien del mercado alternativo refleja el valor del bien ambiental en cuestión depende del grado de similitud o sustitución entre ellos.

Aplicación de algunos indicadores y metodologías descriptos

Como paso previo a los ejemplos que completan este capítulo, si se toma en cuenta la definición de los servicios ecosistémicos propuesta por (Camacho Valdez y Ruiz Luna, 2012) como los “beneficios tangibles e intangibles que se derivan de la naturaleza para provecho del ser humano”, es posible identificar diferentes “tipos de valor” y metodologías de valorización de diferente base conceptual, según el “contenido” del servicio a analizar (tabla 5.1).

Tabla 5.1

Valor económico total (VET)

Valor económico total (VET)	Valor de uso (VU)	Apropiación directa de los recursos ambientales como: extracción, visitas, producción o consumo directo.
	Valor de no uso (VNU)	Beneficios generados por las funciones de los ecosistemas, como: regulación del clima, control de erosión, ciclo de nutrientes, tratamiento de residuos, etc.
	Valor de opción (VO)	Intención de consumo, directo o indirecto, del bien ambiental en el futuro.
	Valor de existencia (VE)	Se refiere a cuestiones morales, culturales, éticas, en relación a la existencia de los bienes materiales.

Nota. Adaptado de Tomio y Ullrich (2015).

Como se infiere, en teoría, el Valor económico total (VET) sería igual a la sumatoria del Valor de uso (VU), el Valor de no uso (VNU), el Valor de opción (VO) y el Valor de existencia (VE). Como en la práctica no suele ser factible aplicar por diversas razones teóricas y metodológicas todos estos tipos de valor, es posible acudir a la clasificación surgida de la Evaluación Ecosistémica del Milenio (2005) para, posteriormente, emplear diferentes metodologías según el tipo de servicio ecosistémico de origen forestal a evaluar, dentro del marco del manejo forestal sustentable (tabla 5.2).

Tabla 5.2

Clasificación de servicios ambientales según la Evaluación Ecosistémica del Milenio

Evaluación Ecosistémica del Milenio	Servicios de provisión	Abarcan la provisión de alimentos, agua, madera y fibras.
	Servicios reguladores	Se refieren a aquellos servicios que afectan el clima y la calidad del agua.
	Servicios culturales	Se refieren a beneficios recreacionales, estéticos y espirituales.
	Servicios de soporte	Relacionados con la formación del suelo, la fotosíntesis y el ciclo de nutrientes.

Nota. Adaptado de Tomio y Ullrich (2015).

A los efectos de identificar y aplicar las diferentes herramientas de valorización según tipo de servicio (servicios de provisión, servicios reguladores, servicios culturales y servicios de soporte), se considerarán ejemplos a partir de bosques plantados de diferentes géneros, edades y especies ubicados en la provincia de Buenos Aires.

Ejemplos de aplicación de diferentes metodologías de valoración al manejo forestal sustentable

Los valores monetarios que se utilizan en los dos ejemplos pertenecen a diferentes momentos en el tiempo y como consecuencia del proceso inflacionario no son comparables entre sí. En cada situación se explicita el año correspondiente de los datos utilizados. Igualmente se asume que las relaciones entre los ingresos y costos permanecen constantes.

Ejemplo 1

Este ejemplo, con sus diferentes alternativas, fue tomado y adaptado de los trabajos de Denegri *et al.* (2018): *Bosques urbanos: su aporte al turismo en la costa atlántica norte (Argentina)*, Acciaresi, G., y Denegri, G. (2019): *Precios hedónicos: valoración de servicios ecosistémicos de origen forestal vinculados al turismo* y Gaspari *et al.* (2018): *Modelización del escurrimiento superficial con L-Thia en una cuenca serrana. Bs As, Argentina.*

El manejo hipotético se realiza en la región denominada “Cordón Dunoso” de la Provincia de Buenos Aires, el cual se extiende a lo largo de 1.200 km (desde Cabo San Antonio hasta Bahía Blanca), con un ancho variable de 1.000 a 1.200 m. Su superficie estimada es de 140.000 ha.

La plantación de árboles en las dunas fue una de las primeras actividades que se utilizó para fijar los suelos arenosos, clasificados mayoritariamente como Entisoles y, en menor medida,

como Molisoles, y, a su vez, generar protección de los vientos salinos provenientes del mar. “La forestación, surgió desde el inicio como una forma de crear un ambiente más amigable para los turistas. Para ello, los dueños de los campos costeros aprovecharon las facilidades impositivas impulsadas por organizaciones gubernamentales (Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires e Instituto Forestal Nacional). Las masas generadas sobre dunas colindantes al mar crearon un ámbito propicio que atrajo inversiones orientadas a proyectos urbanísticos y turísticos” (Orellano *et al.*, 2003). La combinación de playas, dunas y plantaciones forestales fue un disparador para el desarrollo turístico y la fundación de poblados balnearios; esta realidad positiva convivió, en muchos casos, con la especulación inmobiliaria (Dadon, 2005). Las forestaciones originales se caracterizaban por estar conformadas por rodales monoespecíficos y mayoritariamente coetáneos, predominando los géneros *Pinus spp*, y, en menor medida, *Eucalyptus spp*, conformado parches de distintas especies y densidades de plantación. En el otro extremo, se plantaron árboles en forma individual, conformando el arbolado urbano de las localidades que no tuvieron forestaciones desde su origen. Todas estas masas forestales constituyen en la actualidad un patrimonio forestal denominado: bosques urbanos. Según Moll *et al.* (1987), “el bosque urbano se compone de los árboles, arbustos y demás plantas que crecen en la propia comunidad y en sus alrededores”. Para el año 2000, la región presentaba una superficie de 8.900 ha forestadas, incluidas en un área de urbanizaciones de 10.071 ha (Orellano *et al.*, 2003).

Para ejemplificar la aplicación de los indicadores económicos en la toma de decisiones se valorarán inicialmente **servicios de provisión de madera**, en este caso la realización de un raleo que se destina para aserrar, empleando las tablillas obtenidas en cajonería y **la toma de decisiones para elegir densidad de plantación con destino de aserrado**, comparando dos modelos con diferentes densidades iniciales. Posteriormente se ejemplifican **los servicios ambientales culturales**, a través del turismo **servicios de soporte**, analizando la conveniencia de incorporar el proyecto a los mercados de carbono. Para ello se planificó un modelo de manejo donde se realiza una forestación de pino (*Pinus spp*) con una densidad inicial de 1.111 individuos por hectárea, cuyo objetivo principal será realizar una urbanización destinada al turismo cuando la masa alcance los 15 años. Para iniciar las actividades inmobiliarias se planea realizar un raleo al año 13, donde se extraen en promedio 50 tn/ha para delimitar las manzanas, permitir la apertura de calles y posterior construcción de las viviendas. Los valores corresponden al año 2017 (\$).

a. Valorización de servicios de provisión (maderero) mediante valor residual de la madera en pie

Se recopiló la siguiente información para calcular el valor de la madera en pie que se propone extraer de la forestación.

Volumen a extraer: 50 tn. **Destino:** cajonería. **Precio de rollizos puestos en el aserradero:** 600 \$/tn. **Costo de transporte:** 350 \$/tn. **Carga:** 50 \$/tn. **Costo de volteo, desrame, trozado y acarreo:** 7.400 \$/ha.

Aplicando la ecuación de costos de transformación se llega al siguiente valor:

$$VMEP = \frac{30.000 - 17.000 - 2.500 - 7.400}{50} = 52 \frac{\$}{tn}$$

b. Valoración para la toma de decisiones para elegir densidad de plantación con destino maderero

Se compara la realización de un modelo de mayor densidad (1.111 árboles por hectárea) para la obtención con un raleo comercial y corta final frente a 666 plantas por hectárea, sin raleo y corta final, ambos con un turno de 30 años. Con respecto a los precios y rendimientos se tomaron los modales para la zona y una tasa de descuento del 8%.

Tabla 5.3
Resultados financieros

Modelos	Indicadores	VAN (8%)	TIR	VPS (8%)
Modelo Tradicional				
Densidad de plantación: 1.111 plantas/ha		16.900 \$/ha	9,14%	150.414 \$/ha
Modelo con Menor Densidad Inicial				
Densidad de plantación: 666 plantas/ha		19.202 \$/ha	9,73%	180.153 \$/ha

Nota. Adaptado de Denegri *et al.* (2018).

Según se observa en la tabla precedente, el modelo tradicional (MT) presenta un valor actual neto (VAN) de 16.900 \$/ha, que resulta ser un 33% inferior al del modelo con menor densidad inicial (ver tabla 5.3). En el mismo sentido, el MT presenta una tasa interna de retorno (TIR) ligeramente inferior y un valor potencial del suelo (VPS) inferior en un 17%. La diferencia se debe a la disminución en los costos del manejo (dado que se realiza un raleo menos en el segundo modelo), mientras que la diferencia en los volúmenes y calidades de los productos obtenidos es mínima. Se infiere que de guiarnos en la toma de decisiones sólo por los indicadores económicos, se elegiría el modelo con menor densidad inicial.

c. Valorización de servicios culturales (recreacionales, estéticos y espirituales)

Típicamente, la actividad turística se encuadra dentro de esta clase de servicios. Para este ejemplo se cuantificará por medio de la metodología de precios hedónicos el impacto que tienen en dicha actividad los servicios ecosistémicos asociados a la presencia de diferentes niveles de cobertura arbórea, procurando desagregar su influencia de otros factores de decisión a la hora de elegir un determinado sitio para recreación (dentro del área de estudio). Actualmente se considera que los SA de los bosques urbanos (fijación de dunas, generación de espacios de descanso y recreación, paisajes turísticos y calidad de vida) forman parte del producto turístico

de la costa atlántica bonaerense, entendiéndose por producto turístico a los múltiples bienes y servicios que se destinan a satisfacer las necesidades de los turistas (Fernández y Ruff, 2017). Los paisajes turísticos generados a partir de la implantación de bosques de especies exóticas son sujetos de controversia por parte de diversos grupos sociales ambientalistas, quienes alertan sobre los riesgos que, en materia de biodiversidad, consumo de agua y riesgo de incendios conllevan estas masas forestales, tal como lo indican los periódicos incendios que se producen en la región.

En este ejemplo se asume que el principal producto turístico de la costa atlántica bonaerense es el mar, razón por la cual, debería ser uno de los atributos principales de su valor junto con la existencia de bosques urbanos y los servicios ofrecidos al turista. En ese sentido, se postula que la variación de los precios que se cobran por el alquiler de los inmuebles en temporada estival, refleja mejor que el precio de venta las diferencias entre los atributos estructurales de las construcciones, los servicios ofrecidos al turista (tanto en la propia casa como en el vecindario) y los aspectos ambientales; razones por las cuales se puede postular que el precio del alquiler de la vivienda (Pa) es una función de un vector de variables estructurales propias de la vivienda, verbigracia: número de ambientes, baños, material de construcción, antigüedad, entre otras (Ve), y el vector de servicios al turista y ambientales (variables externas a la vivienda), entre los que se puede nombrar la distancia al mar, presencia de bosques urbanos, de comercios y de servicios al turismo (Sa), tal como se presenta en la siguiente ecuación:

$$Pa = f(Ve; Sa)$$

Para medir las variables, se generó una base de datos donde cada observación (parcelas circulares para un total de 143) incluye una vivienda en su centro y el entorno ambiental correspondiente.

El precio del alquiler se tomó de sitios web de compraventa y de alquileres de Argentina durante los meses de enero y febrero del año 2017 (temporada alta), junto con las variables del vector Ve : cantidad de dormitorios, superficie cubierta, superficie verde (ambas en m^2), calidad de construcción y conservación y presencia de cochera, estas dos últimas son variables cualitativas.

Para las variables del vector Sa , se eligió la cobertura de árboles, conformada por la sumatoria de las superficies que tienen las copas de los árboles en un radio de 100 m^2 . Se asumió que, a mayor área cubierta por las copas, mayor será el valor a aportar por el bosque al precio del alquiler. Mediante imagen satelital (Map data© 2015 Google), aplicándose una clasificación no supervisada de la cobertura, se definieron tres categorías: cobertura arbórea, cobertura herbácea y construcciones. También se midieron en la imagen la distancia al mar y al centro comercial de la ciudad (en metros). Para los servicios: -limpieza, blanquería desayuno, piscina, espacio de recreación- se recopiló información para cada vivienda de los sitios web referidos, generándose un índice que varía entre 0 (sin servicios) y 1 (máximo).

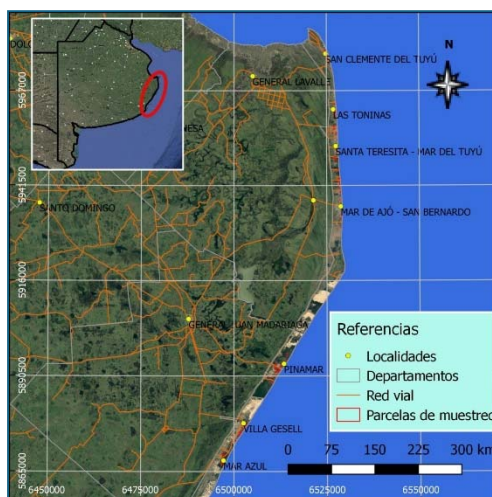
Posteriormente, se ajustó una ecuación lineal aplicando el método de mínimos cuadrados ordinarios, calculando los coeficientes parciales de regresión como se aprecia en la siguiente ecuación:

$$RENTA = C + \beta_1 CALIDAD + \beta_2 CENTRO + \beta_3 COCHE + \beta_4 MAR + \beta_5 COB\ ARB + \beta_6 DORMIT + \beta_7 SERV + \beta_8 SUP\ CUB + \beta_9 SUP\ VER + \varepsilon$$

Siendo RENTA: alquiler (\$); C constante del modelo; β_i coeficientes de regresión; CALIDAD: calidad de construcción y conservación (Variable tricotoma 1: normal, 2: semilujosa y 3: lujosa); CENTRO: distancia al centro comercial (m); COCHE: presencia de cochera (1: si y 0: no); MAR: distancia al mar (m); COB ARB cobertura de árboles (índice entre 0 sin cobertura de copa y 1 100%); DORMIT: cantidad de dormitorios (unidades); SERV: servicios brindados (índice entre 0 sin servicios y 1 servicios de hotel 5 estrellas); SUP CUB: superficie cubierta (m²); SUP VER: superficie verde (m²) y ε perturbación estocástica. En la figura 5.1 se observa la ubicación del área de estudio y la distribución de las parcelas.

Figura 5.1

Ubicación de las localidades y las parcelas en el área bajo estudio.



Nota. Adaptado de Denegri *et al.* (2018).

Los resultados provenientes del ajuste del modelo se presentan en la tabla 5.4.

Tabla 5.4

Ecuación de precios hedónicos: modelo lineal de mayor ajuste

Variable	Estimación β_i	Error estándar	Estadístico T	Valor p
CONSTANTE	17.154,9	9977,76	1,71931	0,0879
CALIDAD	6.682,06	4746,5	1,40779	0,1615
CENTRO	- 210,417	321,57	-0,65434	0,5140
COB ARB	22.993,8	12587,5	1,82672	0,0700
COCHE	5.621,29	6981,65	0,80515	0,4222
DORMIT	7.027,33	4226,93	1,66251	0,0988

Variable	Estimación β_i	Error estándar	Estadístico T	Valor p
MAR	-15,528	5,9352	-2,61621	0,0099
SERV	115.100	15903,1	7,23758	0,0000
SUP CUB	334,453	87,9303	3,80361	0,0002
SUP VER	14,8152	5,0024	2,9616	0,0036

Nota. Adaptado de Denegri *et al.* (2018). **Análisis de Varianza:** F calculado [9; 142] = 30,91; valor de p = 0,0000; R^2 = 67,6544 %; R^2 (ajustado por g.l.) = 65,4656; estadístico Durbin-Watson = 2,02142 (P=0,5507).

Estadísticamente, el análisis de varianza muestra que el modelo ajustado fue altamente significativo, no presentó problemas de autocorrelación de errores ni de heterocedasticidad. El R^2 fue de 67,65%, explicando el 67,65% de la variabilidad en el precio de los alquileres y los coeficientes de las variables estudiadas presentaron el signo esperado. Se puede expresar, entonces, que el modelo teórico planteado fue validado empíricamente. No todas las variables estructurales exhibieron significancia estadística como la calidad de construcción y la presencia de cochera, mientras que la cantidad de dormitorios, la superficie cubierta y la superficie verde de los inmuebles exhibieron alta significancia estadística. En cuanto al orden de significancia de las variables ambientales, la que más aporta a la renta fueron los servicios brindados -existe una diferencia, en promedio, de más de \$100.000 en alquilar una casa con servicios de calidad superior, o sin ellos-, la distancia al mar influyó negativamente en \$15,50 por cada metro que la propiedad se aleja del mar, y en tercer lugar la cobertura arbórea. El parámetro estimado muestra que los turistas están dispuestos a pagar \$23.000 más, con un 93% de significancia, por pasar de una residencia ubicada en un área sin árboles a otra bajo un bosque de cobertura del 100%. Otros atributos representados por variables estructurales como la antigüedad de la construcción o el número de baños fueron incluidos en sucesivas corridas del modelo, no exhibiendo un comportamiento significativo en términos de explicación de la respuesta de la variable dependiente.

Se puede afirmar que los servicios ecosistémicos de origen forestal (en este caso los “culturales”) impulsan la actividad turística dado que el modelo muestra que los visitantes estaban dispuestos a pagar alrededor de \$23.000 más por casas ubicadas dentro de sitios con alta cobertura arbórea, evidenciando estadísticamente el rol de las forestaciones y el arbolado urbano de la región estudiada.

d. Valorización de servicios de soporte (formación del suelo, fotosíntesis y ciclo de nutrientes)

Con el objeto de ilustrar acerca de las etapas a cumplimentar para aplicar al stock de carbono (producto de los procesos de fotosíntesis de una masa arbórea) existente en una masa forestal un precio resultante de las diferentes metodologías enumeradas anteriormente, se aplicó una secuencia mínima de actividades para efectuar una cuantificación de carbono fijado para ingresar

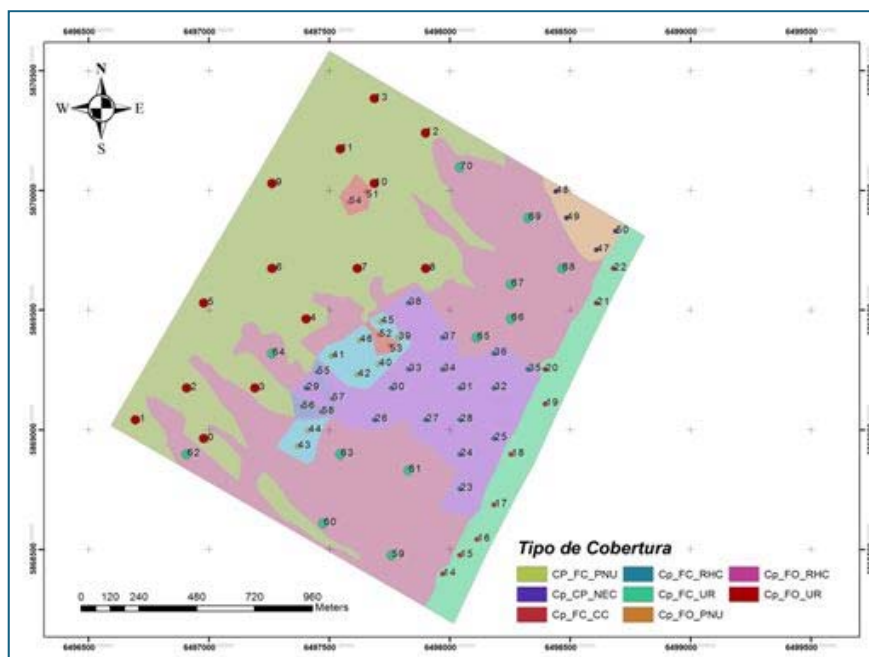
luego a una posterior valorización aplicando precios de mercados surgidos de diferentes fuentes: acuerdos como los derivados del Panel Intergubernamental de Cambio Climático, los llamados “REEDS” o aquellos surgidos en el ámbito de las transacciones entre empresas. En ese marco, es factible pronosticar que los precios para “compensar” el mantenimiento de la masa forestal serán sustancialmente diferentes, dados los marcos conceptuales diferenciales de los que emergen estos diferentes “precios” (tonelada de carbono).

A los efectos de este ejemplo, la masa forestal elegida conforma la “infraestructura verde” que acompañó la evolución de la localidad turística de Mar de Las Pampas, ubicada a 8 kilómetros al sur de Villa Gesell. Actualmente, la localidad constituye un destino turístico relevante dentro de la oferta de la costa atlántica bonaerense; el acervo forestal es un componente central de su oferta turística. La superficie que contiene diferentes masas forestales en cuanto a densidades y composición, medida sobre imagen satelital, es de 285,35 ha. La forestación se halla compuesta mayoritariamente por coníferas del género *Pinus spp.* También se encuentran latifoliadas, como *Eucalyptus spp.* y, en menor proporción, *Acacia longifolia* y otras especies. A fin de estimar el carbono almacenado se estableció como principio no apelar a métodos destructivos, asumiendo la existencia de un posible mayor error, circunstancia aceptable para esta etapa de primera aproximación en la magnitud y la situación del stock de carbono existente en las plantaciones, recurriéndose al empleo de ecuaciones de volumen y alométricas.

Con el objeto de obtener las variables predictivas se realizó un inventario forestal mediante un muestreo estratificado aleatorio, según los diferentes estratos detectados en imagen y recorridas a campo (figura 5.2). Las distintas clases o estratos definidos fueron: uso residencial, zona costera, forestal claro/forestal oscuro (según porcentaje de superficie cubierta por árboles), zona comercial y zona no urbanizable. Se emplearon 68 parcelas circulares de diámetro variable (40, 20 y 15 m), según la variabilidad y existencias del rodal medido. La superficie total muestreada fue de 21.410,2 m², determinando un porcentaje de muestreo del 0,75%. Las especies identificadas en las parcelas fueron: *Acacia melanoxylon*, *Cupressus sempervirens*, *Casuarina cunninghamiana*, *Eucalyptus globulus*, *Myoporum sp.*, *Pinus radiata*, *Pinus pinea*, *Populus deltoides* y *Salix alba*.

Figura 5.2

Distribución de parcelas y estratos.



El stock de biomasa aérea por especie y por parcela se estimó según la disponibilidad y exigencias de cada ecuación de volumen y/o alométrica disponible. La biomasa subterránea, por su parte, se estimó como un porcentaje de la parte aérea, en base al IPCC (Panel Intergubernamental para el Cambio Climático). Para todas las estimaciones se asumió el valor más conservador a fin de no sobreestimar el carbono almacenado por especie.

La sumatoria del stock de carbono almacenado en cada uno de los estratos identificados para toda la masa forestal evaluada indica un total de carbono existente en la superficie analizada de 37.753,27 tn, magnitud equivalente a 138.428,64 tn de CO₂ (cifra comparable con la emisión estimada anual de CO₂ de 61.000 vehículos). Las existencias promedio para los diferentes estratos es de 132,2 ton/ha de carbono y 485,12 ton/ha de CO₂. Estas cantidades son susceptibles de ser incorporadas en un flujo de caja mediante un precio de referencia de validez internacional y certificados por entidades reconocidas en la materia.

e. Aplicación de indicadores económicos considerando la provisión de madera, fijación de carbono y desarrollo turístico

Seguidamente, se aplicarán los indicadores económicos VAN, TIR y VPS, en un proyecto de forestar 50 hectáreas con destino de crear una villa turística, vender madera a través de un raleo en el año 11 para el trazado de calles y despejar terrenos para la construcción de las casas. Esa alternativa se confronta con la realización de un análisis para decidir si la plantación forestal se incorpora en un proyecto de fijación de carbono MDL (Mecanismo para un Desarrollo Limpio, Protocolo de Kyoto) para la colocación de “bonos”. Para ello se asumen los siguientes datos (segundo semestre de 2018):

Costo de forestación: 25.000 \$/ha (primer año) y 5.000 \$/ha (segundo año). **Costo de mantenimiento del año 3 al 11:** 500 \$/ha. **Ingreso por madera en pie:** 2.600 \$/ha (calculado en el punto a de este ejemplo).

Ingreso por turismo: a partir de los 23.000 \$/casa (obtenido en el apartado b), se supuso que a partir del año 15 se alquila una casa por manzana (equivalente a una hectárea), para ir incrementando según la siguiente secuencia por año. Año 18: 3 casas. Año 23: 5 casas. Del año 27 en adelante: 8 casas, que es el máximo permitido por manzana.

Costo de MDL, preparación y presentación del proyecto (parte proporcional a 50 ha): 50.0000 \$/ha (año 0).

Ingreso adicional por fijación de Carbono: los certificados CER se venden a un precio de 5 dólares según el promedio de los últimos 10 años (<https://www.sendeco2.com/es/precios-co2>). La cotización asumida del dólar es de 40\$. **Costo de emisión de bonos:** 20% del valor de venta. En base a las existencias de carbono presentes en Mar de las Pampas se estimó la evolución del CO₂ posible de vender con el ingreso a un MDL (tabla 5.5)

Tabla 5.5

Ingreso por venta de Carbono fijado

Año de venta	Cantidad de CO ₂ /ha tn	Ingreso/ha \$
10	190	30.400
15	180	28.800
20	240	38.400
25	310	49.600
30	375	60.000
35	425	68.000
40	485	77.600

Nota. Adaptado de Denegri *et al.* (2018).

Posteriormente, se construyó el flujo de caja que se observa en la tabla 5.6.

Tabla 5.6*Evaluación comparativa de rentabilidad por opciones del proyecto (\$)*

Opción			Turismo		Turismo + MDL	
Año	Actividad		Ingresos	Egresos	Ingresos	Egresos
0	Forestación	Proyecto MDL		25.000		75.000
1	Mantenimiento			5.000		5.000
11	Raleo		2.600		2.600	
15	Turismo	MDL	23.000		51.800	
20	Turismo	MDL	69.000		107.400	
25	Turismo	MDL	115.000		164.600	
30	Turismo	MDL	184.000		244.000	
35	Turismo	MDL	184.000		252.000	
40	Turismo	MDL	184.000		261.600	
	VAN	\$/ha		196.690	161.585	
	TIR	%		19,45%	15,12%	
	VPS	\$/ha		201.134	165.236	

Nota. Adaptado de Denegri *et al.* (2018).

Como se puede inferir, los tres indicadores económicos favorecen a la alternativa de realizar solo un proyecto turístico, dado que el costo financiero de certificar el carbono existente en la masa forestal es superior a sus beneficios. Cabe aclarar que el servicio de soporte igualmente se presta, pero no es retribuido monetariamente.

Ejemplo 2

Referido a la valorización de **servicios de regulación** (servicios que afectan el clima y la calidad del agua), mediante la metodología de **costos evitados** se efectúa una estimación de las diferencias en los daños por inundaciones (por variación de escorrentía) que el uso del suelo en una cuenca puede provocar en una población real como consecuencia de las diferentes combinaciones de uso en torno a dichos núcleos urbanos, considerando el forestal como una de las alternativas.

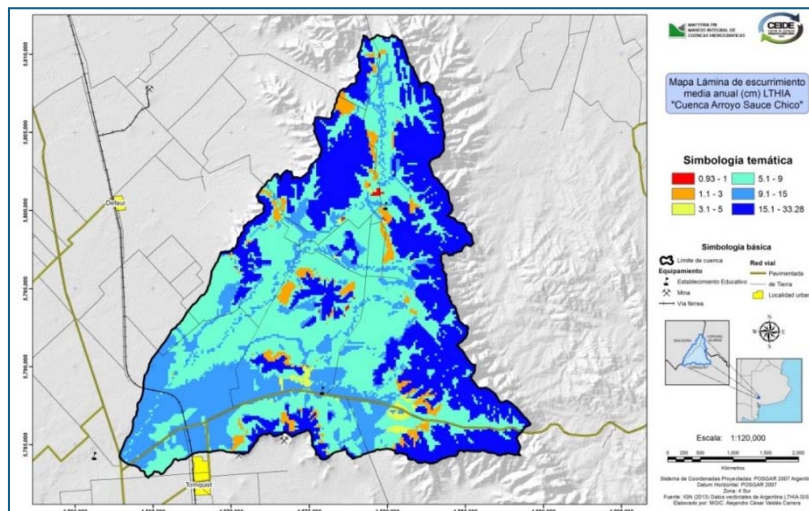
Como *input* para el análisis económico se asumen los datos obtenidos por los diferentes niveles de escorrentía obtenidos de diferentes cuencas que incluyen diferentes tipos de usos de suelo y que fueran objeto de estudio del curso de Manejo de Cuencas de la Facultad de Ciencias

Agrarias y Forestales (UNLP). Una de ellas es la cuenca Arroyo Sauce Chico, ubicada al suroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, abarcando un área de 373,24 km². En esta cuenca Gaspari *et al.* (2018) detectan que los principales escurrimientos provienen del sistema orográfico Sierra de la Ventana. Las condiciones físicas están representadas por su topografía, influyendo en su dinámica biofísica, social y económica. El efecto del clima, clasificado como templado y subhúmedo seco caracterizado por inviernos húmedos, veranos secos y temperaturas medias de entre 14°C y 20°C, ha determinado la formación de diferentes suelos, cuyo basamento son loess y rodados, clasificados como argiudoles, hapludoles y haplustoles. Las actividades agropecuarias, sustituyen la vegetación natural por especies forrajeras en las partes altas y cultivos como trigo, avena, maíz, girasol, cebada y centeno, en las zonas de piedemonte y planicie. Allí se evaluaron diferentes modelos con el objeto de estimar la respuesta hidrológica espacial de la Cuenca del Arroyo Sauce Chico, para lo cual se realizó el procesamiento cartográfico LTHIA (Long Term Hydrological Impact Assessment), bajo entorno ArcView®, obteniéndose información geoespacial de la lámina de escorrentía. El modelo elegido realiza una rasterización automática, procesamiento y asignación de valores particulares según el caso, generando un mapa de número de curva (NC) que es utilizado para determinar la lámina de escurrimiento. Posteriormente, se generó el mapa de uso de suelo y vegetación para las categorías Agricultura, correspondiente al uso agropecuario; Comercial, asignado a zonas con cobertura rocosa; Pasturas, que incluye al pastizal y la flora de ribera; Residencial, representa las zonas con asentamientos urbanos y Forestal, a zonas de bosque.

En la figura 5.3 se presenta la zonificación de la lámina de escurrimiento para la serie de años analizada. Esta lámina se presentó en seis rangos, donde los valores más altos se encuentran en entre 15,1 a 33,26 cm ocupando un 31,40% de la superficie de la cuenca. Estos escurrimientos están ubicados en las zonas más altas de la cuenca. Los valores entre 9,1 a 15 cm cubren un 20,18% del área, localizándose al suroeste, sur y a lo largo de los cauces. Los valores de 3,1 a 5 cm y de 5,1 a 9 cm representan los rangos con mayor presencia dentro de la cuenca con 44,71% ubicados al sur y sobre toda la cuenca, los valores bajos de 1,1 a 3 cm cubren el 3,58% de la superficie y se ubican en una franja dispersa con dirección norte-sur. Los valores del rango más bajo van de 0,93 a 1 cm ocupando un 0,12% y se localizan en pequeños manchones en el centro y norte de la cuenca.

Figura 5.3

Zonificación de la lámina de escurrimiento en la Cuenca del Arroyo Sauce Chico.



Nota. Adaptado de Gaspari *et al.* (2018).

Del análisis por categoría de uso de suelo, se infiere la existencia de una fuerte diferencia entre la lámina de escurrimiento (en una cuenca cerrada y de montaña) entre el uso forestal (3,1-5 cm/año) y el de los afloramientos rocosos (15,1 a 33,28 cm/año), con una serie de situaciones intermedias (pastizales). Si se asume –sin considerar otros factores– que a mayor cubierta forestal disminuye la escurrimiento, y por ende, la probabilidad de fuertes avenidas de agua ante eventos de lluvias intensas y en corto tiempo, se podría concluir que a ante cubiertas forestales manejadas con un criterio de protección y no de producción, es posible predecir una menor incidencia de daños por inundaciones en las poblaciones ubicadas en las partes bajas de las cuencas.

En base a este marco conceptual, es factible valorar (a través de un ejemplo ficticio) el efecto de utilizar las forestaciones para reducir el daño de la escurrimiento mediante la metodología de “**costos evitados**”. Un ejemplo numérico estaría constituido por los diferentes niveles de áreas inundadas en una ciudad hipotética de 8.000 habitantes con 1.200 casas que planifica la implantación de una masa forestal en sitios estratégicos periféricos a la ciudad para reducir la escurrimiento y el hipotético riesgo de inundaciones ante lluvias de carácter excepcional (por intensidad y/o duración).

La evaluación se puede realizar en base al daño que sufren las viviendas cuando ingresa el agua a ellas, basándose en el catastro de la ciudad. Operativamente, se divide a las viviendas en tres categorías de acuerdo a las condiciones edilicias, comodidades y calidad de los materiales utilizados en la construcción. Posteriormente se deben distinguir elementos que forman parte de la construcción. A cada elemento se le asigna un porcentaje de incidencia en el valor de la vivienda. Posteriormente, en función de la bibliografía consultada y de los daños a recabar en la entrevista a los pobladores, se les asigna un porcentaje de daño en función del pelo de agua de la inundación. Para lograr este objetivo se establece “unidades de pérdidas”

(Keith, 2005), definidas como áreas geográficas usadas en los estudios previos (generalmente hidrológicos) a lo que se le agregan condiciones socio-geográficas en que se puede dividir la ciudad.

Paralelamente, se recopilan datos del precio del m² de viviendas y los costos de construcción, de acuerdo a las categorías ya establecidas. Si se aplica esta metodología a precios del segundo semestre del año 2018, es posible postular que una casa tipo “A” posee una superficie de 100 m² y un precio de 50.000 \$/m²; la “B”: 85 m² y 33.000 \$/m² y de 16.500 \$/m² para las del tipo “C” (55 m²), respectivamente. El siguiente paso es transformar la lámina de escurrimiento que provoca inundaciones -en eventos extremos- en la altura que alcanza el agua que afecta a cada unidad de pérdida, a través de un coeficiente técnico, considerando 2 cm/año para la forestación y 7 para los pastizales. Luego se construye una planilla de cálculo utilizando el método simplificado de sumatoria de los daños medios de cada intervalo considerados por la probabilidad del intervalo (Castillo *et al.*, 2004). Así, con la secuencia planteada por los autores se obtiene un **Daño Medio Probable** diferencial entre las situaciones “con” y “sin” forestación de protección. La diferencia entre el daño medio por inundaciones sin forestación menos el provocado cuando existe la masa forestal constituye el “valor” a asignar a la forestación.

Para este ejemplo hipotético, el valor del daño en la situación sin forestación fue calculado en \$ 9.600.000 mientras que de existir una forestación protectora bajaría a \$ 9.000.000, siendo el beneficio neto de \$ 600.000 (costo evitado). Este aparentemente bajo valor se debería contrastar con un análisis económico comparando los costos de forestación con todos sus beneficios. Efectivamente, el aparentemente bajo valor del costo evitado debe considerarse en el marco de una estrategia más integral del manejo del riesgo de inundaciones en zonas urbanas asociado que debe incluir, como mínimo, la realización de obras de ingeniería, planificación del uso del suelo y la implantación de forestaciones de diferentes ubicaciones, estratos, edades y especies (incluyendo arbustos) que aumenten la diferencia en la disminución de la escorrentía y, por ende, la magnitud del costo evitado.

Referencias

- Acciaresi, G., y Denegri, G. A. (2019). Precios hedónicos: valoración de servicios ecosistémicos de origen forestal vinculados al turismo.
- Arrow, K. J., & Raynaud, H. (1986). Social choice and multicriterion decision-making. EE.UU. MIT Press Books, 1.
- Camacho-Valdez, V., y Ruiz-Luna, A. (2012). Marco conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista Bio Ciencias*, 1(4), 3-15.
- Camargo, E., Carreño, J., y Barón, E. (2015). Los servicios ecosistémicos de regulación: tendencias e impacto en el bienestar humano. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental (RIAA)*, 3(1), 77-83.

- Castillo G., Perez R. y Molli O. (2004). Proyecto de defensa contra inundaciones para la ciudad de Goya. Tesis de especialización en Proyectos. Ministerio de Economía de la Nación.
- Corbett, T. (2002). *La contabilidad del truput: el sistema de contabilidad gerencial de TOC*. Ediciones pensalo.
- Cristeche, E. y J. Penna. (2008). “Métodos de Valoración Económica de los Servicios Ambientales”. *Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción* 3, 1-55.
- Dadon, J. (2005). “Historia ambiental y turismo en la costa bonaerense: De playas, vacaciones y ecología”. *Todo es Historia*, 450, 54-62. Recuperado de <http://www.ecologiamarina.com.ar/down/hatcb.pdf> (12/09/2016).
- Del Rey, E. C. (2013). Contribución de Mejoras: Estimación de la Función Hedónica. Reunión de Discusión N°193. Instituto de Investigaciones Económicas. Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ciencias Económicas, Jurídicas y Sociales.
- Denegri, G. A., Rodríguez Vagaría, A. M., Mijailoff, J., Mársico, J., y Acciaresi, G. (2018). Bosques urbanos: su aporte al turismo en la costa atlántica norte (Argentina). *Estudios y perspectivas en Turismo*, 27.
- Gaspari, F.; Senisterra, G.; Valdez Carreras, A. y Rodríguez Vagaría, A. (2018). Modelización del escurrimiento superficial con L-Thia en una cuenca serrana. Bs As, Argentina”. II Jornadas Internacionales de Ambiente y las IV Jornadas Nacionales de Ambiente. Tandil. Argentina.
- Evaluación Ecosistémica del Milenio. (2005). *Ecosystems and human well-being: health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Geneva: WorldHealth Organization.
- Fernández, R., y Ruff, T. (2017). Estimación del multiplicador Keynesiano del turismo internacional en Argentina. *Estudios y perspectivas en turismo*, 26(2), 248-266.
- Izko, X., y Burneo, D. (2003). Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos. Oficina Regional para América del Sur de la UICN. (Unión Mundial por la Naturaleza), Ginebra.
- Keith D. (2005). Cost Benefit analysis for proposed mayor stormwater infrastructure. City of Chales Stur URS. Australia.
- Moll, G., Gangloff, D., Moll, G., y Gangloff, D. (1987). Silvicultura urbana en los Estados Unidos. *Revista Unasyva* 155 (39): 36, 45.
- Orellano, H., Isla, F. y Juárez, V. (2003). Implementación de un SIG en la evaluación de la aptitud para prácticas forestales en el litoral bonaerense. *Boletín Paranaense de Geociências*, 53, 27-34.
- Rosen, S. (1974). Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition”, *Journal of Political Economy*, Vol.: 82, N° 1, pág. 34 a 55.
- Tomio, M., y Ullrich, D. (2015). Valoración económica y ambiental en el turismo. Temas de debate. *Estudios y Perspectivas en Turismo*, 24 (1), 172-187.

CAPÍTULO 6

El desarrollo de principios, criterios & indicadores aplicados al manejo forestal sustentable

Juan Goya y Rocío García

Introducción

La consideración y abordaje de la evaluación de la sustentabilidad tiene sus inicios en la propia definición del Manejo Forestal Sustentable (MFS), ver Capítulo 1. Como se mencionó, el MFS debe ser capaz de equilibrar valores sociales, económicos y ambientales (Aplet *et al.*, 1993; Raison *et al.*, 2001). Por otro lado, es posible vincular este concepto con aquel surgido en la década del 90 en los Estados Unidos definido como Manejo de Ecosistemas y el uso múltiple de los bosques (Young & Giese, 2003), en el cual se plantea la consideración de las necesidades humanas compatibilizadas con las capacidades de los ecosistemas (Figura 6.1). Esta necesidad de lograr el equilibrio y establecer una visión global simultánea del sistema en sus aspectos ecológicos y socio productivos introduce mayor complejidad al momento de tomar decisiones relativas al manejo. En este sentido, su evaluación es una tarea compleja ya que implica valorar y cuantificar, en forma simultánea el cumplimiento de objetivos que abarcan distintas dimensiones y variables descriptivas (ecológicas, económicas y socio-culturales).

Tras la Cumbre de la Tierra, con la declaración de los Principios Forestales y el establecimiento del Programa 21 en su capítulo 11, se detallaron los compromisos internacionales para el manejo sustentable de los bosques y se identificó la necesidad del desarrollo de principios, criterios e indicadores (PC&I) para la evaluación del MFS (Baycheva-Merger & Wolfslehner, 2016).

Numerosos autores que han trabajado sobre metodologías de evaluación de la sustentabilidad, coinciden en que es necesario simplificar la complejidad y la multidimensión de esta evaluación en valores claros, objetivos y generales (Izac & Swift, 1994; Bockstaller *et al.*, 1997; Hansen & Jones, 1996; Sarandón, 2002; Sarandón & Flores, 2009; López Ridaura *et al.*, 2002). La transformación del concepto general y abstracto de la sustentabilidad y más específicamente del MFS, a términos operativos, es esencial para la planificación a mediano plazo y monitoreo de cualquier actividad que persiga el objetivo de la sustentabilidad.

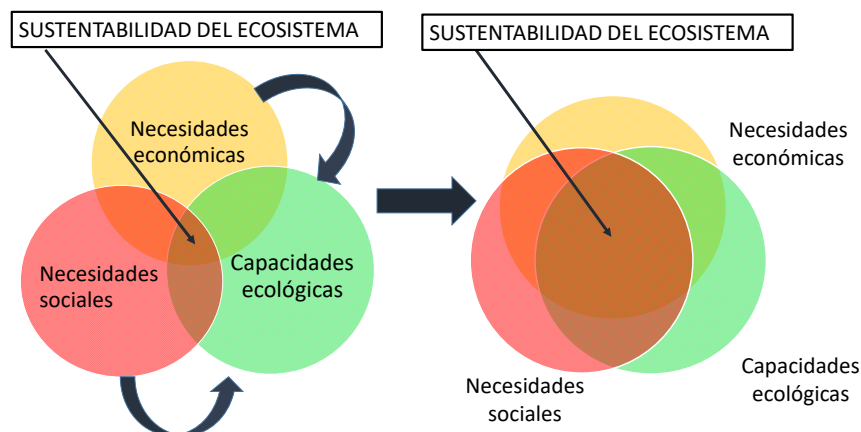
Conceptualmente en la metodología de PC&I subyace un enfoque de sistema donde se consideran sus límites, los componentes que lo integran y las interrelaciones que ocurren entre

ellos. Este abordaje permite organizar el conocimiento interpretando las propiedades particulares que emergen de estas relaciones (Sarandón, 2002). Al momento de definir los aspectos a evaluar es posible tomar dos enfoques, uno de análisis cualitativo, utilizando la opinión de expertos y grupos de interés quienes son afectados o pueden afectar las decisiones de manejo (referidos como Stakeholders en inglés) y otro de análisis cuantitativo del cual se obtienen datos biofísicos basados en mediciones a campo (Baral *et al.*, 2016). Entre las distintas herramientas desarrolladas, existe consenso en la idoneidad de los denominados criterios e indicadores (Prabhu *et al.*, 1998; Sarandón, 2002), que constituyen herramientas útiles para el monitoreo del sistema, el conocimiento de los factores determinantes y su progreso hacia la sustentabilidad, es oportuno en este punto, referirse al manejo forestal adaptativo. Este enfoque se basa en que los sistemas o recursos son parcialmente comprendidos y que el aprendizaje se realiza evaluando el estado del sistema a medida que el mismo es intervenido y manejado. De esta manera, el proceso de manejo adaptativo es un aprendizaje que se materializa a partir del manejo con una estrategia que se ajusta a medida que mejora el estado de conocimiento del sistema (Zaccagnini *et al.*, 2014). Sin embargo, el uso de estos instrumentos debe permitir comprender perfectamente, sin ambigüedades, los puntos críticos de la sustentabilidad de un sistema, permitiendo detectar tendencias que, de otra manera, pasarían desapercibidas y así tomar decisiones al respecto (Sarandon, 2002). La información necesaria para la elaboración y valoración de los Indicadores debe ser considerada en una escala espacio-temporal apropiada y con tendencia a una integración o compatibilidad entre las diferentes dimensiones.

El desarrollo de Principios, Criterios e Indicadores con sus correspondientes verificadores constituye una herramienta de creciente utilidad que se encuentra en permanente evolución en la medida que aumenta el conocimiento de los Sistemas. Esta herramienta permite dimensionar el estado actual y el avance hacia la sustentabilidad del sistema bajo manejo.

Figura 6.1.

Representación conceptual de la integración de las dimensiones de la sustentabilidad de los Ecosistemas.



El concepto de presión-acción-respuesta como base para el desarrollo de indicadores

Este modelo esquematizado en la Figuras 6.2 y 6.3 fue propuesto en 1988 con la finalidad de identificar indicadores ambientales para apoyar la toma de decisiones. Dicho modelo obedece a una lógica según la cual las actividades humanas ejercen presiones sobre el entorno y los recursos naturales, alterando en mayor o menor medida su estado inicial. Conceptualmente el modelo desarrolla planteamientos simples: ¿qué está afectando el ambiente?, ¿cuál es el estado actual del ambiente?, ¿qué estamos haciendo para mitigar o resolver los impactos ambientales? Cada una de estas preguntas se responde con un conjunto o sistema de indicadores, Tabla 6.1.

La sociedad en su conjunto identifica estas variaciones y puede decidir la adopción de políticas ambientales y económicas generales y sectoriales que tratarían de corregir las tendencias negativas detectadas (respuestas). Como consecuencia de estas actuaciones, se supone, o se espera, una mejoría del estado del ambiente, Figura 6.2 y 6.3.

Figura 6.2

Esquema conceptual y relaciones entre variables de presión, estado y respuesta.



Figura 6.3

Conceptualización del Modelo PER (OCDE, 1993)

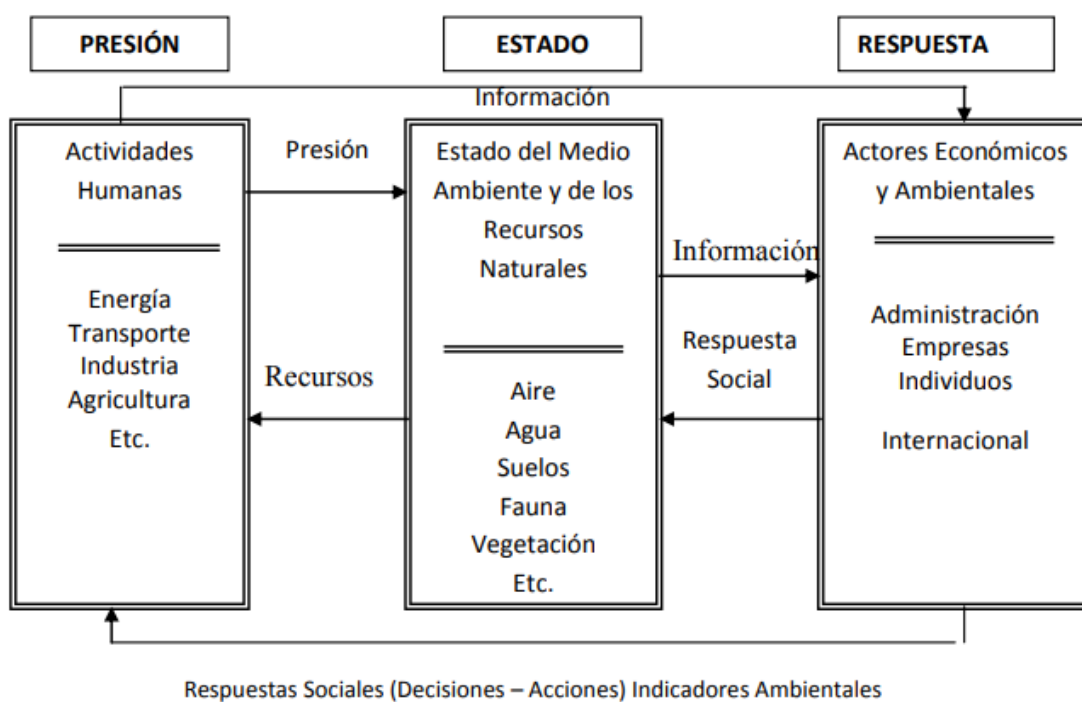


Tabla 6.1*Ejemplos de componentes de los diferentes tipos de indicadores*

Indicadores de <i>presión</i> (factor que está operando en el sistema)	Indicadores de <i>estado</i> (situación actual del sistema)	Indicadores de <i>respuesta</i> (direccionamiento del sistema. Acciones)
Deforestación.	Magnitud de tierras afectadas por desertificación.	Proporción de áreas protegidas.
Sobreexplotación del recurso.	Superficie de bosques clasificadas por estado.	Cosecha de bajo impacto.
Quemas o incendios.	Especies amenazadas respecto de la diversidad total.	Elaboración y ejecución de planes de manejo.
Extracción-producción de madera.	Capacidad productiva del sitio.	
Cambios de uso de la tierra.		
Uso de agroquímicos, pesticidas.		

Esta caracterización de los indicadores y su naturaleza (Tabla 6.1) permite lograr una visión integradora y sistémica entre los componentes del sistema, por caso el sistema bosque como objeto de estudio del MFS. En otras palabras, habrá indicadores de presión, de estado y de respuesta que deberán ser identificados, evaluados y definidas sus interrelaciones.

Evolución de los indicadores

En los últimos años, se ha avanzado considerablemente en la agenda ambiental y de desarrollo sostenible en el mundo. Hay avances que comprenden el desarrollo conceptual y científico, de institucionalidad, de diseño de políticas públicas, de educación y movimientos ciudadanos, de gestión ambiental, así como en los instrumentos de medición del progreso hacia el desarrollo sostenible (Rayén Quiroga, 2001).

En relación a estos avances es posible realizar una descripción a modo de clasificación de los Indicadores:

Indicadores de Primera Generación (1980 en adelante)

Indicadores ambientales

Indicadores de Segunda Generación (1990 en adelante)

Indicadores ambientales

Indicadores sociales

Indicadores económicos

Indicadores institucionales

Indicadores de Tercera Generación (actualmente en desarrollo)

Indicadores funcionales

Los P,C&I conforman una estructura jerárquica, con dependencia entre niveles y términos subordinados que van aportando información en la medida de su realización. Esta metodología puede ser vista como una herramienta para recolectar y organizar información de una manera que sea útil para la conceptualización, evaluación, implementación y comunicación del manejo forestal sustentable. Estos P,C&I son diseñados para ser aplicados a una variedad de propósitos: (1) para el monitoreo del manejo forestal, (2) en la certificación del manejo forestal, para evaluar qué tan bien utilizan los recursos de los bosques, (3) de guía para ayudar a los encargados de gestionar los recursos forestales para alcanzar mejores prácticas de manejo y (4) colaborando con las instituciones forestales en la organización de las áreas que necesitan mayor intervención (Mendoza & Prabhu, 2000). Las diferentes jerarquías se las puede definir de la siguiente manera a la vez que se mencionan ejemplos de cada categoría:

- **Principio:** *ley fundamental que sirve de base para el razonamiento y la acción. Los principios tienen el carácter de objetivo relacionado con la función del ecosistema forestal o concerniente a los aspectos relevantes del sistema socioeconómico con el que se relaciona el ecosistema.*

Ejemplo de principio: *Se debe mantener la integridad del ecosistema.*

- **Criterio:** *estado o aspecto del ecosistema o sistema socioeconómico que debe resultar de la adherencia al principio. La forma en que el criterio está formulado debe dar origen a un veredicto del grado de cumplimiento del principio en la situación actual.*

Los criterios contestan a la pregunta “¿cuál aspecto del principio es importante?”. Son simplemente unas categorías amplias que ayudan a agrupar los valores que son similares o están relacionados.

Ejemplo de criterio 1: *Extensión y estado de conservación del bosque*

Ejemplo de criterio 2: *Conservación de la biodiversidad en bosques manejados*

Indicador: *parámetro cuantitativo o cualitativo que describe elementos de los sistemas en su dimensión económica, social o ambiental de una manera mensurable y objetivamente verificable. Debe estar relacionado al cumplimiento de los criterios.*

Ejemplo de indicador 1. *Extensión (superficie) y porcentaje del territorio total bajo planes integrales de Manejo Sostenible o de Cambio de Uso del Suelo*

Ejemplo de indicador 2. *Existencia y aplicación de procedimientos para la protección y*

monitoreo de la biodiversidad en los bosques de producción

Verificador. Valores de referencia que sirven para verificar el cumplimiento de los indicadores. Patrones de referencia. Valores umbrales. Probatorias.

Veamos un ejemplo simple de la aplicación de PC&I para la evaluación de un Plan de Manejo Forestal

Principio: *Producción sostenida de madera de calidad y conservación de la biodiversidad.*

Criterio 1: *Corta anual (posibilidad) menor al crecimiento medio del bosque*

Indicador 1: *mantenimiento no declinante de la posibilidad anual*

Indicador 2: *relevamiento periódico del crecimiento de los rodales*

Criterio 2: *Sistema Silvícola adecuado para la producción de madera de calidad*

Indicador 1: *definición explícita de los parámetros del sistema silvícola*

Indicador 2: *evaluación de la regeneración de los rodales intervenidos*

Criterio 3: *Zonificación de áreas de valor para la conservación*

Indicador 1: *existencia de un SIG y procedimiento de actualización*

Indicador 2: *identificación y monitoreo de las especies clave*

Escalas de aplicación de los PC&I

Se pueden considerar distintas escalas en el análisis de la sustentabilidad, desde i) internacional/regional, ii) nacional/sub-nacional, iii) a nivel de predio o de unidad de manejo forestal (UMF); por lo tanto, es importante definir cuál será la escala que se ha de adoptar para el análisis, debido a que influye en la definición, caracterización, dimensionamiento y síntesis de los indicadores del MFS (SAGPyA, 2000). A nivel internacional y regional existen iniciativas que han desarrollado diferentes C&I (C&I de la Organización Internacional de las Maderas tropicales, el Proceso de Montreal, Forest Europe, entre otros). Argentina es miembro desde 1995 del Proceso de Montreal que requiere información a nivel nacional (Comité Asesor Técnico del Grupo de Trabajo sobre Criterios e Indicadores para la Conservación y Gestión Sostenible de los Bosques Templados y Boreales, 2001). El objetivo de estos informes es conformar una base de datos y promover prácticas más adecuadas de manejo de los bosques nativos y cultivados (MAGyP & SAyDS, 2015).

El Grupo de Trabajo sobre los Criterios e indicadores para la conservación y el manejo sustentable de los bosques templados y boreales del Proceso de Montreal (PM) “El Proceso de

Montreal” se originó en 1994 como respuesta a los Principios Forestales de la Cumbre de Río (Ver Capítulo 1). En la actualidad, el Grupo de Trabajo está compuesto por representantes de los 12 Países Miembro: Argentina, Australia, Canadá, Chile, China, Japón, República de Corea, México, Nueva Zelanda, Federación Rusa, Estados Unidos de América y Uruguay. A nivel mundial, estos países representan en conjunto el 90% de los bosques templados y boreales, el 49% de todos los bosques, 58% de las plantaciones forestales, el 49% de los productos de madera y el 31% de la población mundial. En febrero de 1995, mediante la Declaración de Santiago, los Países Miembro declararon su compromiso para implementar políticas tendientes a la conservación y el manejo sustentable de sus respectivos bosques. También respaldaron el uso de los 7 criterios, que en estos documentos estarían representando también Principios, y 67 indicadores, como marco de referencia para que las autoridades encargadas de formular políticas pudieran evaluar las tendencias en la situación de sus bosques a nivel nacional y el avance hacia el manejo forestal sustentable. Los siete criterios corresponden a: 1. La conservación de la diversidad biológica; 2. El mantenimiento de la capacidad productiva de los ecosistemas de los bosques; 3. El mantenimiento de la salud y vitalidad de los ecosistemas forestales; 4. La conservación y el mantenimiento de los recursos suelo y agua; 5. Mantenimiento del aporte de los bosques al ciclo global del carbono; 6. El mantenimiento y mejoramiento de los múltiples beneficios socioeconómicos a largo plazo para cubrir las necesidades de las sociedades; y 7. El marco legal, institucional y económico para la conservación y el manejo sustentable de los bosques (Peri *et al.*, 2017).

Una escala inferior, con un alcance menor en superficie y diferentes objetivos, es la denominada escala regional o de paisaje (Rusch & Sarasola, 1999) y, por último, las que se aplican a nivel de predio o Unidad de Manejo Forestal (UMF), para esta escala de análisis el Centro Internacional de Investigación Forestal (CIFOR por su sigla en inglés) ha planteado una estructura y definición de los diferentes P,C&I (Prabhu *et al.*, 1998). En esta última escala la definición de los indicadores y su valoración generalmente son más precisas y el impacto de las prácticas de manejo en los bosques y en la población local son más evidentes (Jalilova *et al.*, 2012). Si bien la implementación de los P,C&I es importante en todas las escalas para promover el MFS, a nivel de UMF es sustantiva, ya que es a esta escala, donde se toman la mayor parte de decisiones referentes a la planificación de manejo forestal sustentable.

De los Indicadores

En el proceso de identificación, caracterización y dimensionamiento de los indicadores, se considera deseable y adecuado que posean algunas de las siguientes características (Sarandón & Flores, 2009):

- Estar estrechamente relacionados con los requisitos de la sustentabilidad
- Ser adecuados al objetivo perseguido
- Ser sensibles a un amplio rango de condiciones

- Tener sensibilidad a los cambios en el tiempo
- Presentar poca variabilidad natural durante el período de muestreo
- Tener habilidad predictiva
- Ser de fácil y rápida recolección y sus valores ser confiables
- No ser sesgados (ser independientes del observador)
- Ser sencillos de interpretar y no ser ambiguos
- Brindar la posibilidad de determinar valores umbrales
- Ser robustos e integradores
- De características universales pero adaptados a cada condición particular

Los indicadores cuantitativos son generalmente preferibles a los indicadores cualitativos o descriptivos, dado que están menos sujetos a diferentes interpretaciones y a sesgos por la subjetividad del observador. Sin embargo, puede ocurrir que no se logre definir o utilizar indicadores cuantitativos para algunas dimensiones. En estos casos, es mejor elegir otros indicadores más apropiados en lugar de elegir indicadores sin significado particular únicamente porque se expresan en términos numéricos.

Tabla 6.2

Ejemplos de P,C&I para la evaluación de la sustentabilidad a nivel de UMF (Tomado de García, 2018)

Principios	Criterios	Indicadores
PRINCIPIO I. La planificación, la estructura normativa y un marco institucional son factores que favorecen el Manejo Forestal Sustentable.	1.1 Criterio: Un marco jurídico protege los recursos forestales	1.1.1 Indicador: Tenencia y propiedad de los bosques. 1.1.2 Indicador: Existencia y aplicación de políticas, leyes y reglamentos que rigen al manejo forestal.
	1.2 Criterio: Un marco de planificación técnico-económico tendiente al Manejo Forestal Sustentable.	1.2.1 Indicador: Participación pública en la planificación del manejo forestal. 1.2.2. Indicador: Existencia de planes de manejo forestal.
	1.3. Criterio: Un marco institucional tendiente al Manejo Forestal Sustentable.	1.2.3. Indicador: Respeto local por los límites de la Unidad de Manejo Forestal.
		1.3.1. Indicador: Estructura y personal de las instituciones responsables del manejo forestal sustentable. 1.3.2. Indicador: Número de personal profesional y técnico en todos los niveles para llevar a cabo y apoyar actividades de manejo forestal sustentable. 1.3.3. Indicador: Existencia de tecnologías adecuadas para la práctica del manejo forestal sustentable y la eficiente utilización y comercialización de productos forestales y capacidad para aplicar dichas tecnologías.
PRINCIPIO II. Mantenimiento de la integridad del ecosistema.	2.1. Criterio: Extensión y estado del bosque.	2.1.1. Indicador: Extensión (superficie) y porcentaje de la UMF bajo planes integrales de Manejo o de Cambio de Uso del Suelo. 2.1.2. Indicador: Superficie de bosques dedicadas a la producción y protección. 2.1.3. Indicador: Extensión y porcentaje de la UMF bajo cada tipo de bosque.
	2.2 Criterio: Se conserva el proceso de mantener la biodiversidad en el bosque.	2.1.4 Indicador: Integridad estructural y funcional del bosque.
	2.3 Criterio: Protección de suelos y recursos hídricos.	2.2.1 Indicador: Existencia y aplicación de procedimientos para la protección y control de la biodiversidad. 2.2.2 Indicador: Extensión y porcentaje de bosque reservado para la conservación de la biodiversidad.

		2.3.1 Indicador: Medidas para asegurar la protección de las fuentes de captación de agua corriente abajo.
		2.3.2 Indicador: Parámetros característicos de ciclado de nutrientes.
PRINCIPIO	III.	
Rendimiento sostenible y calidad de los bienes y servicios ambientales.	3.1 Criterio: Se dispone de un plan de manejo forestal integral.	3.1.1 Indicador: Proyecciones, planificación operativa y estratégica de producción forestal a largo plazo.
		3.1.2 Indicador: Extensión y porcentaje de bosques donde se han realizado inventarios y una caracterización florístico-estructural.
		3.1.3 Indicador: Se han definido Estrategias de Conversión para el rendimiento por superficie y/o volumen.
		3.1.4 Indicador: Los sistemas y equipos de cosecha se prescriben para minimizar los impactos sobre las condiciones del sistema suelo y vegetación
		3.1.5 Indicador: Participación de los interesados directos en la planificación del manejo forestal, considerando los componentes y las funciones del bosque.
		3.1.6 Indicador: El plan de manejo se somete periódicamente a revisión.
		3.1.7 Indicador: Se dispone de cartografía temática de recursos, lotes o rodales, propiedad e inventarios.
	3.2 Criterio: Los objetivos de manejo son expuestos de forma clara y definidos en forma precisa y documentados.	3.2.1 Indicador: Los objetivos están claramente estipulados en términos de las funciones principales de cada rodal de la UMF.
		3.2.2 Indicador: Nivel de cosecha real y sostenible de productos forestales maderables.
	3.3. Criterio: La implementación del plan de manejo es eficaz	3.3.1 Indicador: Se dispone de inventario y descripción florístico-estructural con objetivos explícitos para cada tipo de uso de los rodales de la UMF
		3.3.2 Indicador: La infraestructura de servicios del contratista es adecuada y se presenta con antelación a los trabajos de aprovechamiento y de acuerdo con lo prescrito.
		3.3.3 Indicador: Daño reducido en los remanentes de la masa arbórea.
		3.3.4 Indicador: La UMF está zonificada por superficies que se manejarán para varios fines.
		3.3.5. Indicador: Existen claras delimitaciones de los rodales y posibilidad de acceso.

	3.4 Criterio: Un sistema de seguimiento y control efectivo audita la ejecución del Plan de Manejo.	3.4.1 Indicador - Se establecen un sistema de parcelas permanentes que se evalúan periódicamente mediante un inventario forestal continuo. 3.4.2 Indicador: La documentación y el registro de todas las actividades de manejo del bosque se guardan de tal manera que es posible realizar un seguimiento adecuado. 3.4.3 Indicador: Los resultados del monitoreo y de proyectos de investigación se incorporan en la implementación y revisión del plan de manejo tendiendo a la sustentabilidad.
	3.5 Criterio: Distribución equitativa y presencia de renta económica	3.5.1 Indicador: Los ingresos totales de la venta de madera, su eficiencia y distribución. 3.5.2 Indicador: Información documentada sobre la administración económica y financiera de la UMF.
PRINCIPIO IV. El manejo forestal sostenido mantiene o realza el acceso equitativo intergeneracional a los recursos y beneficios económicos.	4.1. Criterio: Respeto de los derechos laborales fundamentales 4.2. Criterio: Calificación de la mano de obra. 4.3. Criterio: Salud y seguridad laboral	4.1.1. Indicador: Derecho de sindicación y de negociación colectiva 4.1.2. Indicador: Prohibición del trabajo forzado. 4.1.3. Indicador: Las políticas y procedimientos se basan en calificación, habilidad y experiencia para reclutar, emplear, formar y ascender a los empleados de todo nivel. 4.2.1. Indicador: El encargado del campo y responsables de área poseen una calificación apropiada, de preferencia reconocida a nivel nacional, garantizando que son capaces de planificar y organizar las operaciones forestales. 4.2.2. Indicador: Todos los trabajadores, los contratistas y sus trabajadores están suficientemente capacitados en las tareas a que han sido asignados, teniendo los certificados de habilidad. 4.3.1. Indicador: Se ha establecido una política de salud y un sistema de manejo, que pueden identificar riesgos y medidas preventivas sistemáticamente, asegurando su operatividad. 4.3.2. Indicador: Todos los equipos, herramientas, máquinas y sustancias necesarias para el desarrollo de las actividades están disponibles en el sitio de trabajo, en buenas condiciones de funcionamiento. 4.3.3. Indicador: Requerimientos de seguridad y salud son considerados en la planificación, organización y en la supervisión de las operaciones.

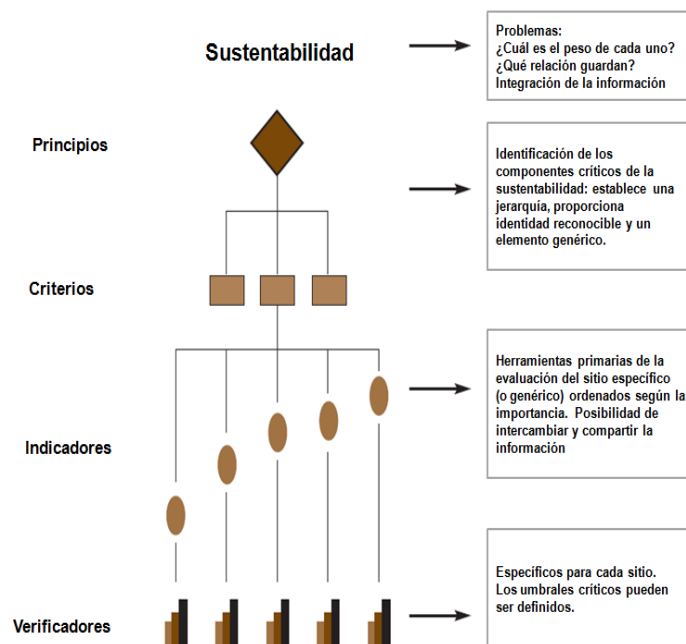
4.4 Criterio: Compartir los beneficios (sociales y laborales). 4.4.1. Indicador: Remuneración adecuada de los trabajadores.

4.5. Participación y solución de conflictos (sociales y laborales) Criterio: 4.5.1. Indicador: Todas las partes interesadas tienen acceso a información relevante. 4.5.2. Indicador: Todas las partes interesadas tienen la oportunidad de participar en la toma de decisiones.

4.5.3. Indicador: Esfuerzos muy razonables son hechos para resolver los conflictos mediante consultas dirigidas a lograr acuerdos o consenso.

Aspectos metodológicos para la elaboración de PC&I

Como se mencionó en párrafos anteriores, la determinación cuali-cuantitativa de los indicadores es un paso esencial hacia la evaluación de la sustentabilidad del manejo forestal sustentable. La metodología que establece PC&I se fundamenta en el uso de un sistema de pensamiento jerárquico basado en principios a partir de los cuales se desprenden criterios, indicadores y normas prácticas para el manejo, donde el nivel de los principios descompone el objetivo general en componentes más específicos. El nivel de los criterios traduce los principios en situaciones dinámicas del ecosistema o del sistema social. El nivel de los indicadores añade elementos mensurables. Finalmente, los verificadores son necesarios para aclarar la fuente de información para el valor asumido por un indicador (Lammerts van Bueren & Blom, 1997), (Figura 6.4).

Figura 6.4*Esquema jerárquico de la metodología de C&I (adaptado de Prabhu et al., 1999)*

Estandarización y ponderación de los indicadores

Dado que los indicadores se caracterizan y cuantifican con variables de diferentes unidades de medida se hace necesario realizar una estandarización para poder obtener valores comparables, como así también una ponderación, para valorar el efecto diferencial que puede tener un indicador respecto de los restantes indicadores, (Figura 6.5), (Sarandón & Flores, 2009).

Estandarización (S). En una escala positiva de, por ejemplo, 0 a 3 (donde 0 representa el menor valor de sustentabilidad y 3 el valor ideal para cada uno de los indicadores), de este modo todos los indicadores serán directos: a mayor valor, mayor nivel de sustentabilidad.

Ponderación (W). No todos los indicadores tienen el mismo valor o peso para la evaluación de la sustentabilidad. Puede haber unos indicadores que sean considerados más importantes que otros. Se debe decidir, entonces, la importancia relativa de los diferentes indicadores. Para este tipo de valoración se pueden considerar dos aspectos:

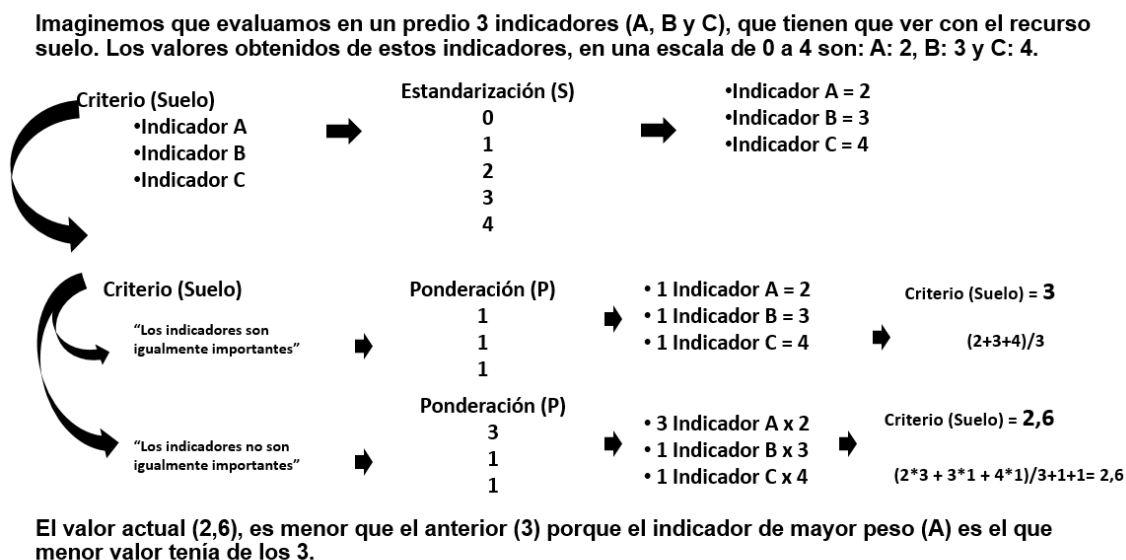
La reversibilidad: es decir, la capacidad de volver a la situación inicial; cuanto más difícil, más importante, mayor valor. Ej.: la conservación de la biología del suelo será más importante que la fertilidad química del mismo. La pérdida de biodiversidad puede ser irreversible

La dependencia: Por ejemplo, la conservación de la diversidad vegetal sería más importante que la diversidad de insectos, porque aquella es la base trófica de esta: si no hay diversidad vegetal no puede haber fauna

Figura 6.5

Esquema descriptivo de la estandarización y ponderación de los P,C&I. Adaptado de Sarandón & Flores, 2009).

Estandarización y ponderación. Ejemplo



Veamos un ejemplo de aplicación

A continuación, se desarrolla a modo de ejemplo, la valoración de un principio (Mantenimiento de la integridad del ecosistema, **Principio II**), un criterio (Extensión y estado del bosque, **Criterio 2.1**) y cuantificación de un indicador (Superficie y porcentaje de la Unidad de Manejo Forestal (UMF) bajo planes integrales de Manejo, **Indicador 2.1.1**) para poder llegar a visualizar los puntos críticos del manejo sustentable. Para la presentación de este ejemplo se utilizó el mismo caso que forma parte del Apéndice de este libro: Un ejercicio de planificación en un caso situado.

Principio II. Mantenimiento de la integridad del ecosistema.

2.1. Criterio: Extensión y estado del bosque.

Descripción: este criterio sienta las bases fundamentales para el manejo forestal sustentable en los bosques de producción y protección. Tiene en cuenta la extensión y el porcentaje de tierras bajo bosques naturales y plantados, las necesidades de conservación de la diversidad biológica a través del mantenimiento de una amplia gama de tipos de bosques, y la integridad y el estado de los recursos forestales.

2.1.1. Indicador: Extensión (superficie) y porcentaje de la Unidad de Manejo Forestal (UMF) bajo planes integrales de Manejo o de Cambio de Uso del Suelo.

Descripción: La UMF como objeto de estudio presenta heterogeneidad en cuanto a sus formaciones vegetales (plantaciones, bosque nativo) y objetivos de uso de los mismos. Se incluye en la categoría planes de manejo, a aquellas áreas que son utilizadas bajo algún tipo de decisión o planificación de actividades (Tabla 6.3).

Verificador 2.1.1.1. Índice de área (ej. Proporción de área con cada tipo de vegetación)

Verificador 2.1.1.2. Índices de fragmentación (estructura de parches, conectividad y bordes).

Verificador 2.1.1.3. Categorías del OTBN según la Ley 26.331 presentes en el CAMB.

Valores estandarizados para el indicador 2.1.1

Valor 0: No existen planes integrales de uso del suelo para las distintas formaciones vegetales.

Valor 1: Menos de la mitad de la superficie del CAMB se encuentra bajo planes de uso del suelo.

Valor 2: Más de la mitad de la superficie del CAMB se encuentra bajo planes de uso del suelo o bajo planes de manejo.

Valor 3: Todas las formaciones vegetales se encuentran incluidas en planes de uso del suelo o bajo planes de manejo.

Tabla 6.3

Superficie con/sin PMF del CAMB. Datos obtenidos del PMF (Goya et al., 2012)

Usos Superficie (ha)	Superficie sin PMF (ha)	Superficie bajo PMF (ha)
Instalaciones, servicios y escuela		21,8
Área experimental	53,7	
<i>Pinus spp.</i>	22,2	
<i>Eucalyptus spp.</i>	13,2	
Capueras	6,9	
Reserva Natural Estricta (APN)		487,2
Bosque nativo	1.017,7	

Bosque nativo (interno plantaciones de araucaria)		17,9
Plantaciones de <i>Araucaria spp.</i>		448,5
Total	1.112,2	975,4
Porcentajes (%)	54	46

También se realizó la ponderación de los indicadores con una escala de 1 a 3 para considerar la importancia relativa de cada indicador subordinado a cada criterio, ya que no todos los indicadores inciden de la misma manera en cada criterio. Luego de obtener los valores de estandarización de cada indicador dentro del Criterio 2.1 y teniendo la ponderación previamente realizada podemos llegar a la estandarización del Criterio 2.1, a los fines de este ejemplo y para graficar la valoración de más indicadores, en la Tabla 6.4 se enumeran tres indicadores adicionales.

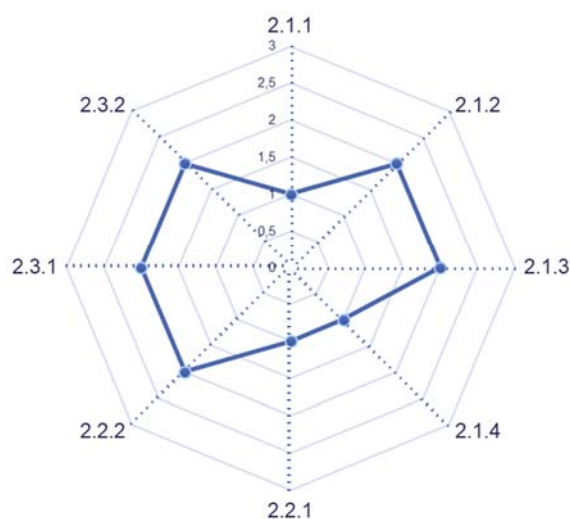
Tabla 6.4

Valores de los indicadores estandarizados y del Criterio 2.1

Estandarización del Criterio 1.1 (S) = $\sum (W \cdot S) / \sum W = 1,33$ (44 % de valor máximo de 3)			
Indicador	Ponderación (W)	Estandarización (S)	Total
2.1.1	3	1	3
2.1.2	1	2	2
2.1.3	2	2	4
2.1.4	3	1	3

Figura 6.6

Estandarización (S) de Indicadores para el Principio II. (2.1.1) Extensión (superficie) y porcentaje del CAMB bajo planes integrales de Manejo o de Cambio de Uso del Suelo; (2.1.2) Superficie de bosques dedicadas a la producción y protección; (2.1.3) Extensión y porcentaje del CAMB bajo cada tipo de bosque; (2.1.4) Integridad estructural y funcional del bosque; (2.2.1) Existencia y aplicación de procedimientos para la protección y control de la biodiversidad; (2.2.2) Extensión y porcentaje del bosque implantado reservado para la conservación de la biodiversidad; (2.3.1) Medidas para asegurar la protección de las fuentes de captación de agua corriente abajo; (2.3.2) Descomposición y ciclado de nutrientes



Teniendo en cuenta el valor obtenido en la estandarización de cada criterio del Principio II y utilizando la misma lógica para ponderar los criterios subordinados al principio podemos obtener la estandarización del Principio II.

Tabla 6.5

Valores estandarizados de los criterios y del Principio II

Estandarización del Principio II (S) = $\sum (W \cdot S) / \sum W = 1,6$ (53%)			
Criterio	Ponderación (W)	Estandarización (S)	Total
2.1	1	1,33	1,33
2.2	2	1,25	2,5
2.3	2	2	4

De esta manera se describe una metodología que puede ser utilizada para evaluar la sustentabilidad en términos de integración de dimensiones ambientales, sociales y económicas de intervenciones forestales. También debemos remarcar que no existe una estructura de P,C&I de aplicación general para cualquier tipo de situación o plan de manejo, en este caso. Un estudio pormenorizado del plan de manejo, el sistema natural en el cual se aplica y los objetivos de la panificación, será un requisito insoslayable para construir la estructura de P,C&I más adecuada para la evaluación de la sustentabilidad del PMF.

Por último, cabe mencionar que esta herramienta resulta idónea para establecer un sistema

de monitoreo (seguimiento de la evolución de los indicadores) sobre el estado del bosque respecto de la sustentabilidad como producto de la aplicación de un plan de manejo forestal.

Referencias

- Baral, H., M.R. Guariguata & R.J. Keenan. (2016). A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. Elsevier, Ecosystem Services. December 2016. Vol 22 Part B :260-268.
- Baycheva-Merger, T. & B. Wolfslehner. (2016). Evaluating the implementation of the Pan-European Criteria and indicators for sustainable forest management- A SWOT analysis. Elsevier. Ecological indicators. January 2016. Vol. 60 :1192-1199.
- Bockstaller, C., P. Gigardin & H.M.G. Van Der Weft. (1997). Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. Elsevier, European Journal of Agronomy. September 1997. Vol. 7, Issues 1–3: 261-270.
- FAO, (2003). A case study on computerized forest management control and forest information management systems in India: an application to criteria and indicators for sustainable forest management. FAO Working Paper FM/23, FAO, Rome, Italy.
- Jalilova, G., C. Khadka & H. Vacik. (2012). Developing criteria and indicators for evaluating sustainable forest management: A case study in Kyrgyzstan. Elsevier. Forest Policy and Economics. August 2012. Vol. 21: 32 – 43.
- Lammerts van Bueren, E. M. & E. M. Blom. (1997). Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards: 92 pp.
- López Ridaura S, Maserab, O & M Astier. (2002). Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. the MESMIS framework. Ecological indicator. 2 (1-2):135-148.
- Mendoza, G. & R. Prabhu. 2000. Development of a methodology for selecting criteria and indicators for sustainable forest management: A case study on participatory assessment. Springer-Verlag New York Inc. Environmental Management. Vol. 26, Issue 6: 659 – 673.
- OCDE (1993). OECD Core set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Environment Monographs. [https://one.oecd.org/document/OCDE/GD\(93\)179/en/pdf](https://one.oecd.org/document/OCDE/GD(93)179/en/pdf)
- Peri P. (2017). Tercer reporte al Proceso de Montreal. <https://montreal-process.org/documents/publications/general/2017/Argentina3erReportealProcesodeMontreal2017.pdf>
- Prabhu, R., C. Colfer & G. Shepherd. (1998). Criterios e Indicadores para la ordenación forestal sostenible nuevos hallazgos de la investigación realizada por CIFOR al nivel de la Unidad de Manejo Forestal. Red Forestal para el Desarrollo sostenible: 24 pp. Disponible en: (<https://www.odi.org/sites/odi.org.uk/files/odi-assets/publications-opinion-files/1584.pdf>). Último acceso: marzo 2018.
- Prabhu, R., C.J.P. Colfer & R.G. Dudley. (1999). Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. Center for International Forestry

- Research: 183 pp. Disponible en: (http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/toolbox-1.pdf). Último acceso: marzo 2018.
- Rayén Quiroga M. (2001). indicadores de sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas División de Medio Ambiente y Asentamientos Humanos Santiago de Chile.
- Rusch, V. & M. Sarasola. (1999). "Empleo de criterios e indicadores en el Manejo Forestal Sustentable. Biodiversidad. Parte I - Propuesta metodológica. 2das Jornadas Iberoamericanas sobre Biodiversidad. San Luis, Argentina. Vol. 2: 15-24.
- Sarandón, S. (2002). El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En: S.J. Sarandón (editor): Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable. Ediciones Científicas Americanas. Capítulo 20: 393-414.
- Sarandón, S. & C. Flores. (2009). Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. FCAyF, UNLP. Agroecología. Vol. 4 :19-28
- Zaccagnini, M.E., Goijman, A.P., Conroy, M.J. & J.J. Thompson. (2014). Toma de decisiones estructuradas y manejo adaptativo de recursos naturales y problemas ambientales en ecosistemas productivos. INTA Ediciones. <https://inta.gob.ar/documentos/t-oma-de-decisiones-estr-ucturadas-para-el-manejo-adaptativo-de-recursos-naturales-y-problemas-ambientales-en-ecosistemas-productivos>

CAPÍTULO 7

La evaluación de impacto ambiental en el marco del manejo forestal sustentable

Juan Goya

Introducción

En este capítulo se desarrollarán los conceptos e instrumentos básicos para el abordaje de la cuestión ambiental de Planes de Manejo Forestal en acuerdo con la legislación vigente en la Argentina. La Gestión ambiental, la Evaluación Ambiental Estratégica y la Evaluación de Impactos Ambientales serán presentados. Por otro lado, se introducirán en aspectos metodológicos que puedan ser una guía para la elaboración de un Estudio de Impacto Ambiental aplicados en proyectos y actividades forestales.

La Gestión ambiental

Por definición la Gestión Ambiental (GA) es un conjunto de acciones que permiten lograr la máxima racionalidad en el proceso de toma de decisiones relativas al uso de los bienes y servicios ambientales. Como así también a la defensa y mejoramiento de la calidad ambiental, todo logrado mediante una coordinada información interdisciplinaria y la participación de la población (Bolea, 1994). En relación con esta definición sus objetivos son la prevención de conflictos ambientales futuros, la corrección de conflictos ambientales presentes y la recuperación de procesos de deterioro ambiental ocurridos en el pasado. La Gestión ambiental implica la articulación de intereses, expectativas y conflictos en temas relacionados con el ambiente en distintos ámbitos, locales, territoriales y sectoriales basada en procesos participativos (Espinoza, 2007). Según lo establece la Ley General del Ambiente en su Artículo Nº 8, también de acuerdo a Gaviño Novillo & Sarandón (2002), los instrumentos de Gestión ambiental más comúnmente aplicados son:

- El sistema normativo
- El ordenamiento territorial o ambiental
- Evaluación Ambiental Estratégica (EAE)

- La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)
- Los instrumentos económicos y financieros
- La participación pública
- Las auditorías ambientales

Para consolidar los postulados del desarrollo sostenible, se han propuesto diferentes estrategias y mecanismos, tales como fortalecer las instituciones ambientales, formular políticas y normas ambientales de cumplimiento obligatorio, alentar la acción voluntaria mediante la implementación de sistemas de gestión ambiental, estimular la participación de la comunidad para que tome posiciones frente al deterioro del ambiente o establecer instrumentos de gestión para el análisis ambiental de los proyectos. Dentro de estos últimos se destaca la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), como la herramienta de gestión que permite determinar no solo las consecuencias ambientales de cualquier emprendimiento, sino también proponer las acciones necesarias para atender dichas secuelas (Arboleda González, 2008). También de una manera simple y descriptiva del concepto según la IAIA, (Asociación Internacional para la Evaluación de Impactos, por sus siglas en inglés) es el proceso de identificar las consecuencias futuras de una acción humana actual o propuesta.

El tratamiento de la cuestión ambiental y los impactos que la acción humana podría producir sobre los sistemas naturales tuvo sus inicios en los Estados Unidos a fines de los años 60 mediante la sanción de la NEPA (National Environmental Policy Act) norma que incluía un requisito específico: la necesidad de evaluación previa del impacto de aquellas acciones que pudieran afectar negativa y significativamente la calidad ambiental (Lobos, 2016). Esta normativa provocó una gran presión de la opinión pública estadounidense que condujo, finalmente, a la creación de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) en 1970. La EPA, así concebida, marcó verdaderamente un hito y comenzó a ejercer un liderazgo, que persiste hasta la fecha, con clara influencia en el diseño de políticas de gestión ambiental en la gran mayoría de los países en vías de desarrollo, independientemente de cuáles fuesen sus respectivas realidades sociales, ambientales y económicas (del Fávero & Katz, 1996).

Desde hace varios años se ha consolidado una cierta presión para que se incluyan análisis explícitos y sistemáticos de las consecuencias ambientales de los proyectos de desarrollo, por parte de los organismos internacionales de financiación y otros organismos, de ciertos países donantes, y también por organismos internacionales de carácter científico y conservacionista (Zimmerman, 1992).

En lo referente al enfoque con sentido amplio de la gestión ambiental, se reconocen abordajes con diferentes escalas de análisis y objetos de estudio. Como instrumento de la Gestión Ambiental se presenta la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE), herramienta que puede considerar sus orígenes también vinculado a la creación de la NEPA. La EAE se define como un proceso sistemático y progresivo de carácter estratégico para evaluar la calidad ambiental en forma de proceso y que se aplica a Políticas, Planes y Programa (PPP) (Lobos, 2007), que incorpora la formulación y el análisis de propuestas alternativas y garantiza la integración

completa de las consideraciones biofísicas, económicas, sociales y políticas de relevancia desde el inicio del proceso de planificación, lo cual podría ser aplicado a nivel de territorio (Partidario, 2006; Gómez Orea & Gómez Villarino, 2011). Varios autores señalan el valor de la realización de una EAE como herramienta de formulación e intervención activa en el proceso de toma de decisiones y diseño de los PPP (Herrera RJ & Bonilla Madriñán, 2009).

Otra definición, aceptada a nivel internacional y de utilidad para presentar aquí es la propuesta por la Asociación Internacional para la Evaluación de Impactos (IAIA) que menciona: la EAE es un proceso que informa a los planificadores, decisores y público afectado, acerca de la sustentabilidad de las decisiones estratégicas facilitando la búsqueda de mejores alternativas y asegurando un proceso de decisión democrático (IAIA, 2002), (Tabla 7.1).

Tabla 7.1.

Diferencias entre EAE y EIA. Tomado y modificado de Barry Dalal-Clayton and Barry Sadler, 1998

Evaluación Ambiental Estratégica (EAE)	Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)
Evalúa el efecto de una política, plan o programa en el ambiente o el efecto del medio ambiente sobre las necesidades de desarrollo y oportunidades.	Evalúa el efecto de un Proyecto propuesto sobre el ambiente.
Aborda áreas locales, regiones o sectores de la economía.	Aborda un proyecto específico.
Es un proceso continuo dirigido en proporcionar información actualizada.	Tiene un comienzo y fin bien definidos.
Evalúa impactos acumulativos e identifica su implicancias y problemas para el desarrollo sostenible.	Evalúa los impactos directos y beneficios.
Se centra en mantener un nivel elegido o metas de protección de la calidad ambiental.	Se centra en la mitigación de impactos.
Tiene una perspectiva amplia de largo plazo y bajo nivel de detalle para proporcionar una visión y marco general.	Tiene una perspectiva de corto plazo y un alto nivel de detalle.
Crea un marco de trabajo mediante el cual pueden ser medidos o estimados los impactos y beneficios.	Se centra en impactos de proyectos específicos.

La legislación ambiental en Argentina

Lo que sin dudas represento un paso importante en materia de política ambiental argentina, fue la aprobación de la Ley General del Ambiente, N° 25675/02, en la que se establece como

Presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable. En este sentido, su Artículo 4° establece: La interpretación y aplicación de la presente ley, y de toda otra norma a través de la cual se ejecute la política ambiental, estarán sujetas al cumplimiento de los siguientes principios (Tabla 7.2):

Tabla 7.2.

Principios consagrados en la Ley General del ambiente N° 25675/02

1. Principio de congruencia: La legislación provincial y municipal referida a lo ambiental deberá ser adecuada a los principios y normas fijadas en la presente ley; en caso de que así no fuere, éste prevalecerá sobre toda otra norma que se le oponga.	6. Principio de responsabilidad: El generador de efectos degradantes del ambiente, actuales o futuros, es responsable de los costos de las acciones preventivas y correctivas de recomposición, sin perjuicio de la vigencia de los sistemas de responsabilidad ambiental que correspondan.
2. Principio de prevención: Las causas y las fuentes de los problemas ambientales se atenderán en forma prioritaria e integrada, tratando de prevenir los efectos negativos que sobre el ambiente se pueden producir.	7. Principio de subsidiariedad: El Estado nacional, a través de las distintas instancias de la administración pública, tiene la obligación de colaborar y, de ser necesario, participar en forma complementaria en el accionar de los particulares en la preservación y protección ambientales.
3. Principio precautorio: Cuando haya peligro de daño grave o irreversible la ausencia de información o certeza científica no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces, en función de los costos, para impedir la degradación del medio ambiente.	8. Principio de sustentabilidad: El desarrollo económico y social y el aprovechamiento de los recursos naturales deberán realizarse a través de una gestión apropiada del ambiente, de manera tal, que no comprometa las posibilidades de las generaciones presentes y futuras.
4. Principio de equidad intergeneracional: Los responsables de la protección ambiental deberán velar por el uso y goce apropiado del ambiente por parte de las generaciones presentes y futuras.	9. Principio de solidaridad: La Nación y los Estados provinciales serán responsables de la prevención y mitigación de los efectos ambientales transfronterizos adversos de su propio accionar, así como de la minimización de los riesgos ambientales sobre los sistemas ecológicos compartidos.
5. Principio de progresividad: Los objetivos ambientales deberán ser logrados en forma gradual, a través de metas interinas y finales, proyectadas en un cronograma temporal que facilite la adecuación correspondiente a las actividades relacionadas con esos objetivos.	10. Principio de cooperación: Los recursos naturales y los sistemas ecológicos compartidos serán utilizados en forma equitativa y racional. El tratamiento y mitigación de las emergencias ambientales de efectos transfronterizos serán desarrollados en forma conjunta.

El establecimiento por ley de estos principios constituye la base conceptual para el planteo, la planificación e implementación de políticas públicas y acciones privadas en lo referente al ambiente. Varios de estos principios fueron tomados por la legislación referente a los bosques nativos de la Argentina.

Para la legislación argentina la Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos o actividades forestales vinculada a los bosques nativos están considerados a nivel nacional en la Ley 26.331/07 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos y su Decreto reglamentario N° 91/2009 en el que menciona en su Artículo 14.- En las Categorías I y II podrá autorizarse la realización de obras públicas, de interés público o de infraestructura tales como la construcción de vías de transporte, la instalación de líneas de comunicación, de energía eléctrica, de ductos, de infraestructura de prevención y control de incendios o la realización de fajas cortafuego, mediante acto debidamente fundado por parte de la autoridad local competente o Autoridad Local de Aplicación (ALA). Para el otorgamiento de dicha autorización, la ALA deberá someter el pedido a un procedimiento de Evaluación del Impacto Ambiental.

Por otro parte, en su Artículo 22, menciona: Para el otorgamiento de la autorización de desmonte o de aprovechamiento sostenible, la autoridad de aplicación de cada jurisdicción, (ALA), deberá someter el pedido de autorización a un procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental. La evaluación de impacto ambiental será obligatoria para el desmonte. Para el manejo sostenible lo será cuando tenga el potencial de causar impactos ambientales significativos, entendiendo como tales aquellos que pudieran generar o presentar al menos uno de los siguientes efectos, características o circunstancias:

- a)** Efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales renovables, incluidos el suelo, el agua y el aire;
- b)** Reasentamiento de comunidades humanas, o alteraciones significativas de los sistemas de vida y costumbres de grupos humanos;
- c)** Localización próxima a una población, recursos y áreas protegidas susceptibles de ser afectados, así como el valor ambiental del territorio en que se pretende ejecutar el proyecto o actividad;
- d)** Alteración significativa, en términos de magnitud o duración, del valor paisajístico o turístico de una zona;
- e)** Alteración de monumentos, sitios con valor antropológico, arqueológico, histórico y, en general, los pertenecientes al patrimonio cultural.

También es oportuno mencionar el trámite o camino administrativo que debe seguirse en esta materia, tal como lo establece el Artículo 23.- En el procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental la autoridad de aplicación de cada jurisdicción deberá:

- a) Informar a la Autoridad Nacional de Aplicación;
- b) Emitir la Declaración de Impacto Ambiental;
- c) Aprobar los planes de manejo sostenible de los bosques nativos;
- d) Garantizar el cumplimiento de los artículos 11, 12 y 13 de la Ley 25.675 –Ley General del Ambiente- y de lo establecido en la presente ley.

Por su parte el Consejo Federal del Medio Ambiente (COFEMA), institución creada por la Ley General del Ambiente, en su Res COFEMA 277/2014 establece:

Artículo 13.- De los Planes de Manejo Sostenible

- e) Los contenidos mínimos que deben contener los PM son:

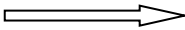
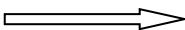
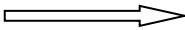
Declaración jurada por parte del titular de los impactos ambientales previstos en el plan para facilitar el análisis por parte de la Autoridad Local de Aplicación quien determinará la necesidad de efectuar un estudio de impacto ambiental (EslA). En el caso que los riesgos ambientales no ameriten un EslA se incluirán en el plan de manejo las medidas preventivas y correctivas de los tratamientos que alteren el ecosistema.

La Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)

Con el tiempo la definición o concepto de ambiente o medio ambiente fue evolucionando desde una visión restringida de componentes de los ambientes naturales o modificados a una consideración más integradora en la cual, además el ambiente es entendido como un espacio en donde se desarrollan las actividades humanas, se incorpora la dimensión social (Espinoza, 2007), Tabla 7.3. Los Impactos ambientales se analizaban considerando principalmente, los temas de contaminación y también estuvo centrado en lo urbano; luego se lo hizo extensible a especies animales, vegetales y a ecosistemas naturales. Por ello se puede definir en forma más amplia al impacto ambiental como la alteración significativa de algún elemento del ambiente, esto es de los sistemas naturales y transformados, sus recursos y sobre la calidad de vida de las poblaciones provocada por acciones humanas.

Tabla 7.3.

Integración de sistemas físicos, biológicos y humanos de la dimensión ambiental. Tomado de Espinoza, 2007.

Físico/químico		Clima, agua, aire, suelo
Biológicos		Fauna, flora, ecosistemas
Humanos		Población, calidad del paisaje, cultura, aspectos sociales, valores patrimoniales e históricos

La EIA es una ayuda para la toma de decisiones, idealmente al mismo nivel del análisis costo-beneficio y de la evaluación técnica de los proyectos de desarrollo. La finalidad de la EIA no es impedir el desarrollo económico sino servir como el principal medio de preservar ambientes naturales y transformados (Zimmerman, 1992).

La EIA está destinada a alertar al administrador que tiene que tomar decisiones, a los organismos reguladores y al público, sobre las consecuencias ambientales de los proyectos, para poderlos modificar, si es necesario, a fin de evitar el deterioro ambiental, los errores de implementación y las pérdidas económicas ocasionadas por efectos negativos derivados. La EIA debe emplearse también para lograr el máximo de beneficios, sobre todo considerando aquellas alternativas que puedan reducir los costos de implementación, de funcionamiento o de protección ambiental (Zimmerman, 1992; Espinoza, 2007).

La EIA tiene la ventaja de servir como sistema de comprobación para la planificación técnica y económica. Este instrumento obliga a que el análisis económico tenga en cuenta externalidades, como la reducción de la contaminación futura en caso de aumentos poblacionales, o incluso ciertos efectos indirectos como el desplazamiento de herbívoros debido a las actividades forestales con los daños consiguientes a los cultivos agrícolas. La omisión de estos efectos derivados de la implementación de los proyectos, distorsionaría sin duda la componente de beneficios del análisis económico. Por lo mismo, la EIA puede obligar a la consideración de sitios o métodos de manejo alternativos que aumenten los beneficios. Finalmente, una ventaja adicional de la EIA es que permite al responsable de las decisiones sumar otro criterio para decidir entre emplazamientos alternativos, por ejemplo, la construcción de caminos forestales, entre distintos métodos de cosecha, o entre diferentes programas de ejecución de los proyectos, cuando otros factores no señalan con claridad hacia una opción determinada (Zimmerman, 1992).

Es, por lo tanto, una “herramienta preventiva” que trata de detectar los posibles impactos ambientales de un determinado proyecto, entendiendo por “impacto ambiental” al conjunto de acciones que pueden producir un efecto significativo (positivo o negativo), que sobre el medio ambiente produce una determinada acción o actividad humana, es decir la alteración que introduce en el medio o en alguno de sus componentes, la ejecución de un Plan o Proyecto. Ese impacto se expresa por la diferencia entre la evolución del medio “Sin” y “Con” la actividad que produce el impacto (Gaviño Novillo & Sarandón, 2002).

También se puede definir al EIA como un proceso encaminado a identificar, predecir, interpretar, prevenir y comunicar, por vía preventiva, el efecto de un proyecto sobre el medio ambiente. Estas evaluaciones pretenden, por lo tanto, establecer un equilibrio entre desarrollo de la actividad humana y el medio ambiente, sin pretender ser un freno al mismo, sino un instrumento operativo para impedir la sobre explotación del medio natural y/o un desarrollo negativo y anárquico.

Como concepto en continua evolución sujeto a interpretaciones, salvo en los casos en que una normativa la define claramente y describiendo sus alcances y metodologías de aplicación,

se pueden mencionar algunas definiciones a modo de orientación para luego profundizar en sus alcances. Entonces podemos mencionar:

- Evaluación de Impacto Ambiental (EIA): es un procedimiento técnico administrativo que tiene por objeto la identificación, predicción e interpretación de los impactos ambientales que un proyecto o actividad produciría en caso de ser ejecutado, así como la valoración prevención y corrección de los mismos, todo ello con el fin de ser aceptado, modificado o rechazado por parte de las distintas administraciones públicas competentes. (Espinoza. 2007, SAGPYA, 2002).
- “Un proceso que permite estimar las consecuencias (positivas y negativas) de un proyecto sobre el ambiente o sobre alguno de sus componentes” (CIDIAT, 1993).
- “Un proceso que consiste en establecer valores cuantitativos para parámetros seleccionados que indiquen la calidad del ambiente antes, durante y después de la acción” (Heer & Hagerty, 1977).

Estas definiciones generales deben ser aclaradas en forma práctica dado que la realización de una EIA es un procedimiento de aplicación que concluye con la elaboración de un documento y que debe cumplir con diferentes etapas las cuales en su conjunto representan una verdadera EIA, (Tabla 7.4) entonces como componentes de ese proceso debemos diferenciar dos elementos importantes que hacen a una EIA y que generalmente se plantean de una manera simplificada, el Estudio de Impacto Ambiental y la Declaración de Impacto Ambiental.

- Estudio de Impacto Ambiental (EsIA): es un estudio técnico, de carácter interdisciplinario, que resulta en un documento con el desarrollo de una metodología y los resultados de la evaluación ambiental y sus posibles impactos que es incorporado al procedimiento de EIA, y que está destinado a predecir las consecuencias ambientales de la ejecución del proyecto sobre el ambiente y establecer medidas correctoras. Este estudio es realizado por el proponente del proyecto.
- Declaración de Impacto Ambiental (DIA): es el dictamen resultante del procedimiento administrativo de EIA, emitido por la autoridad de aplicación correspondiente, una vez revisado el EsIA y analizados los resultados del proceso de participación pública y el proyecto objeto de evaluación.

Tabla 7.4

Síntesis de un procedimiento de EIA ([Evaluación de Impacto Ambiental | Argentina.gob.ar](https://www.argentina.gob.ar/ambiente/evaluacion-impacto-ambiental))

En **Argentina**, la **Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)** es un procedimiento obligatorio que se aplica **previamente a la toma de decisión sobre la ejecución de un proyecto**.

1. **Aviso de Proyecto:** El proceso comienza con el **Aviso de Proyecto**, que da inicio al procedimiento de EIA.
 2. **Categorización (screening):** Se determina si un proyecto debe estar sujeto a un procedimiento de EIA según su nivel de complejidad ambiental. Esto se basa en datos básicos del proyecto, como dimensiones, tecnología y ubicación.
 3. **Estudio de Impacto Ambiental (EslA):** El documento técnico central de la EIA es el **Estudio de Impacto Ambiental**. Este estudio es realizado por la persona proponente del proyecto (ya sea pública o privada) y contiene:
 - **Descripción del proyecto:** Detalles sobre la actividad forestal propuesta.
 - **Línea de base ambiental y social:** Información sobre las condiciones ambientales y sociales antes del proyecto.
 - **Marco legal de cumplimiento:** Normativas y regulaciones aplicables.
 - **Análisis de alternativas:** Evaluación de diferentes opciones.
 - **Identificación y valoración de impactos:** Potenciales efectos ambientales y sociales en el corto, mediano y largo plazo.
 - **Plan de Gestión Ambiental:** Estrategias para abordar los impactos (prevención, mitigación y compensación).
 - **Declaración de impacto.**
-

Algunas definiciones (Gaviño Novillo & Sarandón, 2002)

- **Acción:** toda tarea necesaria para la ejecución del proyecto, durante cualquiera de las fases del mismo (construcción, funcionamiento u operación, desmantelamiento, etc.), que pueda generar un cambio en algún componente del medio físico, químico, biológico o sociocultural en el área de afectación directa o en el de influencia.
- **Efecto:** todo cambio generado por alguna acción del proyecto, sobre las condiciones estructurales o funcionales del sistema ambiental, tanto natural como modificado, ya sea que cambien sus características o que ponga en marcha o acelere algún proceso del medio físico, químico, biológico o sociocultural.
- **Impacto:** el cambio neto, positivo o negativo, del medio natural o modificado, que afecte la calidad del ambiente o de alguno de sus componentes, de modo tal que se altere significativamente el estado o aprovechamiento de los recursos naturales, los bienes y servicios ambientales o el bienestar y las condiciones de salubridad del área de afectación o de influencia.

Un concepto a tener en cuenta, sobre todo cuando se trabaja en EIA de sistemas que pueden caracterizarse por su baja resiliencia como son en general, los sistemas forestales, es el

concepto de impacto ambiental acumulativo. Según lo define Coneza Fernandez (2003), es aquel efecto que al prolongarse en el tiempo la acción del agente inductor, incremento progresivamente su gravedad al carecer el medio de mecanismos de eliminación con efectividad temporal similar a la del incremento de la acción causante del impacto. Ejemplo de este tipo de impactos es analizado por Paruelo *et al.* (2011) para un sector de bosques subtropicales de la provincia de Salta como producto de los desmontes producidos entre 1997 y 2008, determinando que este proceso sin mediar una rehabilitación o restauración de estos ambientes los impactos acumulativos se podrían considerar irreversibles.

Metodologías para la identificación y evaluación de impactos

Se pueden mencionar diferentes metodologías para la identificación y valoración de los posibles impactos de un proyecto (Espinoza, 2007). En este capítulo se desarrollará una de las metodologías más difundidas y la cual se considera adecuada para el análisis de un Proyecto o Plan de Manejo Forestal, es decir, las Matrices de Impactos.

Las matrices de impacto: es uno de los métodos más difundidos: se establecen relaciones específicas entre acciones y efectos con los componentes del ambiente, y se hacen intentos (con mayor o menor éxito según el método de matrices utilizado) de identificar y cuantificar la seriedad y magnitud de los efectos e impactos.

Estructura lógica de una EIA

Una vez decidida la realización de una EIA, se reconocen una serie de pasos o etapas que debe contener que están más o menos consensuadas por diferentes autores (Conesa Fedez-Vitora, 1993; SAGPYA, 2002; Espinoza, 2007) y reglamentaciones vigentes.

1. Análisis del proyecto o actividad y sus posibles alternativas

En esta etapa se realiza un análisis general del proyecto, sus antecedentes, objetivos, cronograma de actividades que se desarrollarán, es decir los tiempos en los que se aplicarán las acciones que podrían tener algún efecto sobre el ambiente o algunos de sus componentes. La Tabla 7.5 presenta una guía sobre los temas a considerar en esta etapa inicial del estudio.

Tabla 7.5.

Resumen de datos y elementos que podrían ser requeridos para definir el estado del medio ambiente (Espinoza, 2007)

Componentes ambientales	Recurso agua Recurso forestal Recurso suelo Recurso marino Estado del mar Contaminación atmosférica Contaminación hídrica Contaminación de suelos Clima, radiación y anomalías y cambios climáticos Estado o pérdida de flora Estado o pérdida de fauna Estado o pérdida de suelos Estado del paisaje y áreas protegidas Aspectos socioeconómicos y culturales Riesgos naturales Residuos sólidos
Técnicas que pueden apoyar la generación de información ambiental	• Cartografía • Imágenes fotográficas y satelitales • Aspectos jurídicos (normas, dictámenes, jurisprudencia, legislación) • Sistemas de muestreos y colecta de datos • Encuestas (demográficas, económicas, sociales, etc.) • Auditorías ambientales • Análisis de tecnologías y procesos

2. Definición del entorno del proyecto y posterior descripción y estudio del mismo

La delimitación geográfica aproximada del ámbito afectado por el proyecto. Si contemplamos la intervención en un suelo determinado, la construcción de un camino, la preparación del terreno para una forestación, el entorno es perfectamente delimitable. Ahora bien, los efectos de la contaminación atmosférica sobre los acuíferos subterráneos sólo pueden ubicarse espacialmente de forma imprecisa. Por ello, la solución simplista, que a veces se adopta, de delimitar un círculo de radio más o menos amplio, alrededor del punto de localización del proyecto, no es válida y sólo puede adoptarse como base para ciertos elementos y en fases preliminares de trabajo. En definitiva, más que delimitar un ámbito geográfico para el estudio, es preferible que cada experto establezca el área de influencia para cada factor estudiado dentro de su especialidad.

3. Previsiones de los efectos que el proyecto o actividad generará sobre el ambiente

En esta fase se desarrolla una primera aproximación al estudio de acciones y efectos que puedan provocar sobre el ambiente la ejecución del Proyecto. Esas acciones y efectos identificados son enumerados y listados en un documento preliminar.

4. Identificación de las acciones del proyecto o actividad potencialmente impactantes

En esta etapa se procede a la identificación de las actividades del proyecto que podrían causar un efecto significativo sobre los diferentes componentes del ambiente, estas actividades, para el caso forestal, son las descritas en el Plan de Manejo, tanto a nivel de rodal, planificación silvícola, como a nivel de la Unidad de Manejo en su conjunto.

Ejemplo: Preparación de suelo, control de malezas, tipos de cosecha del rodal, dimensión de las superficies cosechadas, entre otras. A nivel de Unidad de Manejo, se analizan los posibles efectos de la implementación de las estrategias de conversión, (Clutter *et al.*, 1983).

5. Identificación de los factores del ambiente potencialmente impactados

Las diferentes actividades producirán efectos sobre el ambiente en general, no obstante, debe identificarse el componente ambiental susceptible de ser afectado en forma significativa por las acciones durante la ejecución del proyecto.

Como se mencionó anteriormente el ambiente encierra un concepto amplio que involucra elementos y procesos interrelacionados, los cuales pertenecen tanto al medio físico como al medio socio-económico y cultural. A cada uno de estos subsistemas pertenecen una serie de componentes ambientales susceptibles de recibir impactos negativos o positivos.

Los componentes ambientales relevantes para el estudio pueden descomponerse en un determinado número de factores o parámetros, dependiendo del nivel de análisis o detalle con que se pretenda elaborar el Estudio del Impacto Ambiental.

En definitiva, en esta fase, se lleva a cabo la identificación de componentes ambientales con la finalidad de detectar aquellos aspectos del ambiente cuyos cambios motivados por las distintas acciones o actividades del proyecto en sus sucesivas fases (ejecución, construcción de infraestructura, instalación del cultivo, aplicación de prácticas culturales), supongan modificaciones positivas o negativas de la calidad ambiental del mismo.

Ejemplo: Suelo, vegetación, cursos de agua, fauna silvestre, emisiones de CO₂ atmosférico, paisaje, generación de empleo, salud humana, entre otras.

6. Identificación de relaciones causa-efecto entre acciones del proyecto y factores del ambiente. Elaboración de la matriz de Importancia y valoración cuantitativa del impacto

Una vez identificadas las actividades del proyecto y los factores del medio que podrían ser impactados, la matriz de identificación de impactos nos permitirá obtener una valoración cualitativa (negativo, positivo, neutro) al nivel requerido por una EIA simplificada (Tabla 7.6). En esta fase del EslA, se relacionan los dos elementos (actividades y sus efectos) con los componentes ambientales seleccionados como relevantes, con el fin de tener una visión preliminar que califique los efectos o consecuencias ambientales (positivas o negativas) de la ejecución del proyecto. Una vez identificadas las posibles alteraciones, como paso siguiente, si el análisis de los resultados lo requiere, se puede realizar una valoración de las mismas. El EslA, es una herramienta fundamentalmente analítica, de investigación prospectiva de lo que puede ocurrir, por lo que la clarificación de todos los aspectos que lo definen y en definitiva de los impactos (interrelación acción del proyecto-factor del medio), es absolutamente necesaria.

La valoración cualitativa se efectuará a partir de la matriz de impactos. Cada casilla de cruce en la matriz o elemento tipo, nos dará una idea del efecto de cada acción impactante sobre cada factor ambiental impactado. Tabla 7.6.

Tabla 7.6.

Ejemplo de matriz de identificación de impactos en donde se vinculan los componentes del ambiente (columnas) con las actividades de un proyecto forestal (filas). Identificando solamente el carácter del efecto (verde: (+); rojo: (-)).

Actividades/acciones	Componente del ambiente				
	Suelo		Vegetación		Paisaje
	Contenido de nutrientes	% de MO	Estructura de las comunidades vegetales	Diversidad de poblaciones	Proceso de fragmentación
<i>Implantación de la forestación</i>					
Preparación del terreno					
Construcción de caminos					
Marcación y Plantación					
Fertilización					
<i>Desarrollo de la plantación</i>					
Control de malezas					
<i>Cosecha y pos-cosecha</i>					
Corta de árboles					
Tratamiento de residuos					

7. Valoración cuantitativa del impacto ambiental, incluyendo transformación o estandarización de componentes o criterios del impacto (tiempo, superficie, frecuencia, resiliencia, riesgo) en unidades comparables para la determinación de la calidad ambiental como parámetro característico del impacto de cada actividad sobre el ambiente.

Un ejemplo de metodología que ilustra esta etapa de la EIA para la valoración de los impactos es a través de la aplicación de una fórmula polinómica que combina los parámetros que describen las distintas características de esos impactos identificados en una primera fase (Ecuación 7.1):

$$CA = \frac{C * (I + E + Du + De + Re) * Ro}{5}$$

Ecuación 7.1. Ejemplo de ecuación polinómica para la valoración de los impactos.

Donde:

CA: Calificación Ambiental

C: Característica del impacto

I: Intensidad del impacto

E: Extensión del impacto

Du: Duración del impacto

De: Desarrollo del impacto

Re: Grado de reversibilidad del impacto

Ro: Riesgo de ocurrencia del impacto.

Cada uno de estos parámetros adopta valores de acuerdo a una escala numérica que permite estandarizar las diferentes dimensiones que caracterizan a cada criterio:

CARACTERÍSTICA (C): Define las acciones o actividades de un proyecto, como benéfica o positiva, perjudicial o negativa, neutro y previsible. Tabla 7.7.

Tabla 7.7.

Caracterización de los significados de los impactos

Negativo	-1
Positivo o Neutro	1

INTENSIDAD (I): Expresa la importancia relativa de las consecuencias que incidirán en la alteración del componente ambiental, se define por la interacción entre el Grado de Perturbación que ejercen las actividades del proyecto y el Valor Ambiental del componente.

El Grado de Perturbación evalúa la amplitud de las modificaciones efectuada por las acciones de un proyecto, sobre las características estructurales y funcionales del componente ambiental afectado. Existen 3 grados de perturbación: fuerte (las acciones de un proyecto modifican en forma importante las características propias del componente ambiental), medio (las acciones de un proyecto sólo modifican algunas de las características del componente ambiental), o suave (las acciones del proyecto no modifican significativamente, al componente ambiental).

El Valor Ambiental es un criterio de evaluación del grado de importancia de una unidad territorial o de un componente ambiental en su entorno. Esta importancia se define por el interés y calidad que le otorga el juicio del especialista o por valor social y/o político del recurso. El valor ambiental puede ser: Muy Alto, Alto, Medio o Bajo.

Para determinar la Intensidad de un impacto, se deben relacionar las calificaciones de ambos criterios de acuerdo a la Tabla 7.8.

Tabla 7.8

Rango de valores para la determinación de la **intensidad** de los impactos

Grado de Perturbación	Valor Ambiental			
	Muy Alto	Alto	Medio	Bajo
Fuerte	Muy Alta	Alta	Mediana	Baja
Medio	Alta	Alta	Mediana	Baja
Suave	Mediana	Mediana	Baja	Baja

Tabla 7.9

La intensidad es transformada a una escala numérica ordinal

Muy Alta	1,0
Alta	0,7
Mediana	0,4
Baja	0,1

RIESGO DE OCURRENCIA (Ro): Califica la probabilidad de que el impacto ocurra debido a la ejecución de las actividades del proyecto, Tabla 7.10.

Tabla 7.10.

Rango de valores para la determinación del **riesgo de ocurrencia** de los impactos

Cierto	9-10
Muy Probable	7-8

Probable	4-6
Poco Probable	1-3

EXTENSIÓN (E): Define la magnitud del área afectada por el impacto, entendiéndose como la superficie relativa donde se manifiesta el impacto, Tabla 7.11.

Tabla 7.11.

Rango de valores para la determinación de la **extensión** de los impactos

Regional	0,8 – 1,0
Local	0,4 – 0,7
Puntual	0,1 – 0,3

DURACIÓN (Du): Corresponde a una medida temporal que permite evaluar el período durante el cual las repercusiones se manifestarán en el componente ambiental, Tabla 7.12.

Tabla 7.12.

Rango de valores para la determinación de la **duración** de los impactos

Permanente (más de 10 años)	0,8 – 1,0
Larga (5 a 10 años)	0,5 – 0,7
Media (3 a 4 años)	0,3 – 0,4
Corta (hasta 2 años)	0,1 – 0,2

DESARROLLO (De): Califica el tiempo que el impacto tarde en desarrollarse completamente, es decir califica la forma cómo evoluciona el impacto; desde que se inicia y se manifiesta hasta que se hace presente plenamente con todas sus consecuencias, Tabla 7.13.

Tabla 7.13.

Rango de valores para la determinación del **desarrollo** de los impactos

Muy Rápido (menos de 1 mes)	0,9 – 1,0
Rápido (1 a 6 meses)	0,7 – 0,8
Medio (6 a 12 meses)	0,5 – 0,6
Lento (12 a 24 meses)	0,3 – 0,4
Muy Lento (mayor a 24 meses)	0,1 – 0,2

REVERSIBILIDAD (Re): Evalúa la capacidad que tiene el componente ambiental de revertir las consecuencias del impacto, Tabla 7.14.

Tabla 7.14.

Rango de valores de **reversibilidad** de los impactos

Irreversible	0,8 – 1,0
Parcialmente reversible	0,4 – 0,7
Reversible	0,1 – 0,3

Por último, la Calificación Ambiental, CA, es la expresión numérica de la interacción o acción conjugada de los criterios o factores que fueron explicados anteriormente. El valor obtenido de CA se transforma en una escala numérica de la importancia del impacto, Tabla 7.15.

Tabla 7.15.

Rangos de valores de **Calificación ambiental (CA)** de los impactos

1-2	Impacto Muy Bajo o Irrelevante
3-4	Impacto Bajo o Compatible
5-6	Impacto Moderado
7-8	Impacto Alto
9-10	Impacto Crítico

Cada impacto es descrito y justificado. Para cada impacto señalar las medidas de mitigación, corrección, recuperación o compensación. Finalmente establecer las variables ambientales que deben ser objeto de seguimiento en el tiempo a fin de verificar los impactos previstos o corregir las medidas adoptadas.

Ejemplos de valoración de impactos producidos por la aplicación de un régimen silvícola de plantación. (Tablas 7.16. 1 y 2).

Tabla 7.16.1.

Ejemplo de Matriz de valoración de Impacto en donde se vinculan los componentes del ambiente (columnas) con las actividades de un proyecto forestal (filas). Determinando valores, en forma numérica, los impactos identificados previamente. CA representa el valor de la calidad ambiental o magnitud del Impacto.

Actividades/acciones	Componente del ambiente Suelo							
	C	I	E	Du	De	Re	Ro	CA
<i>Implantación de la forestación</i>								

Preparación del terreno	-1	0,7	0,5	0,5	0,8	0,5	10	-6
Construcción de caminos	-1	0,4	0,4	0,8	0,8	0,7	10	-6,2
Marcación y Plantación								
Fertilización	1	0,4	0,3	0,5	0,8	0,3	9	4,14
<i>Desarrollo de la plantación</i>								
Control de malezas	1	0,4	0,3	0,2	0,7	0,4	6	2,4
<i>Cosecha y poscosecha</i>								
Corta de árboles	-1	0,7	0,6	0,5	0,5	0,4	9	-4,86
Tratamiento de residuos	1	0,4	0,3	0,3	0,5	0,4	7	2,66

Tabla 7.16.2.

Ejemplo de Matriz de importancia en donde se vinculan los componentes del ambiente (columnas) con las actividades de un proyecto forestal (filas) y valores de CA o magnitud de los Impactos en diferentes componentes ambientales.

Actividades/acciones	Componente del ambiente				
	Suelo		Vegetación		Paisaje
	Contenido de nutrientes	% de MO	Estructura de las comunidades vegetales	Diversidad de poblaciones	Proceso de fragmentación
<i>Implantación de la forestación</i>					
Preparación del terreno	-2.88	-2.2	-4.2	-2.5	-2.2
Construcción de caminos	-1.2	-1.1	-1.5	0	-1.2
Marcación y Plantación	0	0	0	2.5	2.2
Fertilización	2.6	0	0	0	0
<i>Desarrollo de la plantación</i>					
Control de malezas	0	0	0.96	-1.5	0
<i>Cosecha y pos-cosecha</i>					
Corta	-2.6	0	3.8	0	-2.3
Tratamiento de residuos	1.8	3.2	0	0	0

- Definición de las medidas correctoras, precautorias y compensatorias y del programa de monitoreo ambiental, con el fin de verificar su efecto y analizar los cambios en el tiempo.

De acuerdo con la finalidad o el objetivo que se desea alcanzar, las medidas se pueden clasificar de la siguiente manera (Arboleda, 2008; Espinoza, 2007):

Medidas de prevención: “Son acciones encaminadas a evitar los impactos y efectos negativos que pueda generar un proyecto, obra o actividad sobre el ambiente”. Es decir, son aquellas medidas que buscan eliminar *a priori* las causas que pueden generar los impactos y por lo tanto, hacen parte de la etapa de estudio y diseño del proyecto o antes de que se inicie la ejecución. Por ejemplo, como medidas de prevención se pueden implementar cambios en el diseño del proyecto, en los procesos de construcción u operación, en las tecnologías utilizadas, en su localización, en el calendario de trabajo, etc., los cuales tienen que ser incorporados al proyecto antes de su ejecución.

Medidas de mitigación: Son acciones dirigidas a minimizar los impactos y efectos negativos de un proyecto, obra o actividad sobre el ambiente, o sea la implementación de acciones para limitar o eliminar los posibles efectos adversos del proyecto. Para lograr esta reducción, se deben considerar todas las posibilidades técnicas, administrativas u operacionales que puede tener el proyecto. Por ejemplo, para controlar la contaminación del agua por aguas residuales, se pueden utilizar sistemas de separación por gravedad o tratamientos biológicos o químicos, con lo cual se estaría reduciendo la cantidad de DBO que estaría llegando a los cuerpos de agua (magnitud) y por lo tanto minimizando la significancia del impacto ambiental (Con estas medidas se está actuando sobre el proyecto, sus tecnologías y procesos).

Medidas de corrección: Estas medidas son acciones dirigidas a recuperar, restaurar o reparar las condiciones del ambiente afectado por el proyecto, obra o actividad. Es decir, son las medidas en las que se actúa directamente sobre el recurso afectado, tratando de restablecer las condiciones en las que se encontraba sin la presencia del proyecto. Por ejemplo, para controlar los efectos de las excavaciones sobre el suelo, se tienen que adelantar actividades de restauración o recuperación en el suelo directamente, tales como engramados, fertilizaciones, etc.

Medidas de compensación: Son las obras o actividades dirigidas a resarcir y retribuir a las comunidades, las regiones, localidades y entorno natural por los impactos o efectos negativos generados por un proyecto, obra o actividad, que no puedan ser evitados, corregidos, mitigados o sustituidos. Se denominan también medidas de reemplazo y su propósito es compensar a la comunidad o al estado por la pérdida de un recurso ambiental en un lugar determinado, con la conformación o creación de este mismo tipo de recurso en otro lugar. También aplican para el manejo de los impactos residuales o sea aquellos que no se pueden manejar completamente. Pueden comprender el pago en dinero a la comunidad para compensar la pérdida de actividades productivas o la construcción de obras o actividades para resarcir por el daño de un determinado recurso. Por ejemplo, la pérdida de vegetación por efecto de un embalse se tiene que compensar con la creación de una zona forestal de condiciones similares a la inundada en otra zona, ya que físicamente es imposible reemplazarla en el mismo embalse.

9. El Monitoreo o plan de monitoreo.

Representa un capítulo o etapa de la EIA que corresponde a la implementación de un sistema de evaluación continua los efectos ambientales. El monitoreo corresponde a una planificación de las actividades en las que se evaluarán los indicadores ambientales seleccionados para realizar el seguimiento de los impactos identificados durante la evaluación del proyecto. Este monitoreo debe tener una adecuada fundamentación. Debe ser claro para las autoridades de aplicación, a modo de ejemplo se puede mencionar: a) qué valor ambiental y/o social será monitoreado; b) por qué; c) qué técnico(s) realizarán la tarea; d) qué empresa de servicios u organismo será responsable de las tareas; e) definir un plan de contingencias básico ante cambios significativos en la variable bajo monitoreo; f) cuándo y cómo se comunicarán los resultados a las autoridades de aplicación. (SAGPyA, 2002)

Asimismo, el monitoreo tiene por finalidad asegurar que las variables ambientales relevantes que dieron origen al estudio de impacto ambiental evolucionen según lo establecido en el plan de manejo ambiental. Comprobar que las medidas propuestas en el estudio de impacto ambiental se han realizado. Proporcionar información que podría ser usada en la verificación de los impactos predichos y mejorar así las técnicas de predicción. Proporcionar información acerca de la calidad y oportunidad de las medidas de mitigación adoptadas. Comprobar la cuantía de ciertos impactos cuando su predicción resulta difícil. Articular nuevas medidas en el caso de que las aplicadas no sean suficientes. Ser una fuente importante de datos para mejorar el contenido de futuros estudios de impacto ambiental, puesto que permite evaluar hasta qué punto las predicciones efectuadas son correctas. Detectar alteraciones no previstas en el estudio de impacto ambiental, debiendo en este caso adoptarse nuevas medidas (Espinoza, 2007).

10. Consulta pública.

Representa un proceso de participación pública, tanto de particulares como agentes sociales y organismos interesados que constituye un componente transversal obligatorio dentro del procedimiento de evaluación, que en general, se efectiviza mediante la realización de una consulta o audiencia pública, convocada por la autoridad ambiental siempre en forma previa a la toma de decisión sobre la viabilidad ambiental del proyecto. La Ley General del Ambiente (25675/02) en su Artículo 20 establece: Las autoridades deberán institucionalizar procedimientos de consultas o audiencias públicas como instancias obligatorias para la autorización de aquellas actividades que puedan generar efectos negativos y significativos sobre el ambiente. La opinión u objeción de los participantes no será vinculante para las autoridades convocantes; pero en caso de que éstas presenten opinión contraria a los resultados alcanzados en la audiencia o consulta pública deberán fundamentarla y hacerla pública, por otro lado en su Artículo 21 establece: La participación ciudadana deberá asegurarse, principalmente, en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental y en los planes y programas de ordenamiento ambiental del territorio, en particular, en las etapas de planificación y evaluación de resultados.

En este punto es pertinente mencionar en forma complementaria el Acuerdo Regional sobre el Acceso a la Información, la Participación Pública y el Acceso a la Justicia en Asunto Ambientales en América Latina y el Caribe, más conocido como Acuerdo de Escazú (que fue aprobado por Ley N° 27.566 y entró en vigor el 22 de abril de 2021), incorpora herramientas que fortalecen el derecho a la participación pública en procesos de toma de decisiones ambientales.

11. Emisión del informe final

Finalizada la revisión del EsIA y las instancias de participación ciudadana que correspondan según el marco normativo, la Autoridad de Aplicación confecciona un informe técnico de análisis del EsIA, junto al informe de resultados de la participación. Estos documentos fundamentan la toma de decisión por parte de la autoridad ambiental, que puede otorgar o no la autorización ambiental para la ejecución del proyecto o actividad.

Como última etapa de la EIA la Autoridad de Aplicación se expide a través de una Declaración de Impacto Ambiental (DIA) o Certificado de Aptitud Ambiental (CAA) según la norma particular de cada jurisdicción. Estos documentos son conocidos como “licencia ambiental” en la mayoría de los países.

Referencias

- Aguilar, G. & Hernández, G. (2002). Evaluación de Impacto Ambiental para Centroamérica UICN-CCAD San José de Costa Rica. 82 pp.
- Arboleda González, J.A. (2008). Manual para la Evaluación de Impacto Ambiental de Proyectos, Obras o Actividades. Medellín, Colombia. 144 pp.
https://www.academia.edu/14204956/Manual_de_evaluaci%C3%B3n_de_impacto_ambiental_EIA_de_proyectos_obras_o_actividades
- Bolea, E. MT. (1994). La gestión ambiental, Master en evaluación de impacto ambiental, Instituto de Investigaciones Ecológicas-UICN, España.
- CIDIAT (Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Aguas y Tierras), (1993). Seminario interamericano sobre evaluación económica, social y ambiental de proyectos. 97 pp., Mérida, Venezuela.
- Clutter, J. L.; Fortson, J. C.; Pienaar, L.; Brister, G. H. y Bailey, R. L. (1983). Timber management: a quantitative approach. John Wiley & Sons.
- Conesa Fernández-Vítora, Vicente (1997). "Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental". Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 3ª edición.
- del Fávero, G. & Katz, R. (1996). La evaluación ambiental estratégica (EAE) y su aplicación a políticas, programas y planes. Estudios Públicos, 64 (primavera 1996).
- Gaviño Novillo, M. y Sarandón, R. (2002). Evaluación de Impacto Ambiental. Editorial Educaidís: 154 pp.

- EIA Evaluación de Impacto Ambiental. Ministerio del Interior. [Evaluación de Impacto Ambiental | Argentina.gob.ar](https://www.argentina.gob.ar/ambiente/eia). Última vista marzo de 2024.
- Espinoza, G. (2007). Gestión y fundamentos de evaluación de impacto ambiental. BID-CED: 288 pp
- González Alonso, S. (1995). Guía Metodológica para la elaboración de estudios de impacto ambiental. 3. Repoblaciones Forestales. Ministerio de Obras, Transporte y Medioambiente. Segunda edición Madrid: 180 pp.
- Gómez Orea, D. & Gómez Villarino, M. (2011). Evaluación Ambiental Estratégica (EAE); un instrumento preventivo de gestión ambiental. Rev. salud ambiente. 11(1-2): 9-16.
- Herrera, R.J. & Bonilla Madriñán, M. (2009). Guía de evaluación ambiental estratégica. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). 191 pp.
- Heer, J. E., Hagerty, D. J. (1977). Environmental assessments and statements. New York: Van Nostrand Reinhold.
- IAIA (International Associations For Impact Assessment), Strategic Environmental Assessment Performance Criteria, (2002). <http://www.iaia.org/>
- Ley General del Ambiente 25.675/02.
- Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos 26331/07. Decreto reglamentario N 91/2009.
- Lobos V.G. (2016). La Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) como instrumento de gestión ambiental: Conceptos, evolución y práctica. UNAM, 165-186) <https://archivos.juridicas.unam.mx/www/bjv/libros/9/4089/12.pdf>
- Paruelo, J.M., Verón, M., Volante, J.N., Seghezzo, I., Vallejos, M., Aguiar, S., Amdan, I., Baldassini, P., Ciuffolif, I., Huykman, N., Davanzo, B., González, E., Landesmann, J. & D. Picardi. (2011). Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina. Ecología Austral 21:163-78.
- Partidario, R. (2006). Conceptos, Evolución y Perspectivas de la Evaluación Ambiental Estratégica. Seminario de Expertos sobre Evaluación Ambiental Estratégica en Latinoamérica en la formulación y gestión de políticas públicas, Santiago de Chile, FODEPAL-CED.
- SAGPyA. (2002). Guía para preparar evaluaciones de impacto ambiental de proyectos forestales: 26 pp.
- Zimmermann, R.C. (1992). Impactos ambientales de las actividades forestales. Guía FAO Conservación 7: 77 pp.

CAPÍTULO 8

El plan de manejo forestal

Pablo Yapura

Introducción

El manejo forestal como actividad humana fundada en el conocimiento científico adoptó la planificación como uno de sus pilares esenciales desde sus propios orígenes. Motivados por la doctrina del rendimiento sostenido y el anhelo de alcanzar el estado ideal representado por el bosque normal, los forestales alemanes desarrollaron auténticas estrategias para resolver lo que luego se conocería como el problema de la conversión desde la segunda mitad del siglo XVIII en adelante. Con una preocupación casi excluyente por la necesidad de sostener los niveles de cosecha de la madera en el largo plazo, en esos tiempos se desarrollaron métodos basados en la contabilidad, la planificación y la regulación que perduran hasta el presente. La regulación por área, la regulación por volumen y los métodos combinados fueron los tres primeros de estos métodos y en todos ellos se buscaba cuantificar la cosecha admisible o posibilidad, la cual se debía equilibrar con el crecimiento del bosque como una forma rudimentaria, aunque acertada según sabemos hoy, de materializar la sustentabilidad. Esos métodos, y más que nada sus propias denominaciones en lengua alemana, reflejaban la importancia que se le asignaba a la cuantificación y a los cálculos necesarios para alcanzar las metas de largo plazo. Por su parte, la caracterización del largo plazo se expresaba mediante la decisión crítica de fijar las rotaciones ideales para cada especie, las cuales se establecieron entre 70 y 80 años para las de más rápido crecimiento, como el pino silvestre, y hasta 300 o 400 años para la de más lento crecimiento como el roble europeo.

Para tener una idea acabada de estos mecanismos, es ilustrativo considerar una breve descripción de una instrucción real de Bavaria, dictada hacia 1830, con alcance para cada uno de 16 distritos forestales. Tal como se describe en Hölzl (2010), primero se desarrollaba un laborioso procedimiento de delimitación y mapeo del distrito, para luego dividirlo en secciones y subsecciones que debían materializarse en el terreno mediante corredores desarbolados. En cada sección o subsección las tierras se clasificaban en cuatro clases de edad y cinco clases de calidad de sitio, a la vez que se aproximaba el nivel de población o densidad real. Las clases de sitio permitían determinar el rendimiento potencial, es decir, la producción *normal*, mientras que la cuantificación real de la densidad permitía determinar el realmente esperable. La información se consolidaba en tablas y mapas para determinar la ubicación y oportunidad de las cosechas

en cada sección o subsección. Cuando esto se completaba para todo el distrito, se prescribía preparar un plan que se denominaba «general de desarrollo» y que debía proveer una estimación del rendimiento esperable en las cosechas para cada uno de los períodos de 12 años que conformaban una rotación completa. Es fácil inferir que el horizonte temporal de este procedimiento de planificación se extendía desde prácticamente un siglo hasta los dos o tres siglos siguientes.

Con enfoques metodológicos semejantes, aunque probablemente empleando métodos de cálculo más sofisticados, y típicamente luego de un proceso de adaptación a condiciones más locales, la planificación del manejo forestal se siguió resolviendo esencialmente de la misma manera hasta la irrupción de las técnicas de optimización. Desde las publicaciones pioneras de la década de 1960, específicamente las de Curtis, Loucks y Nautiyal (*cf.* Johnson y Scheurman, 1977), la obtención de soluciones óptimas para los aspectos cuantitativos de estos problemas ha sido una pretensión prácticamente universal, y la Programación Lineal ha sido largamente la técnica más empleada para ello. En Bettinger y Chung (2004) se recoge una recopilación crítica de trabajos científicos publicados en parte de Norteamérica (EUA y Canadá), circunscrita solamente a problemas en el nivel de unidad de manejo forestal y de carácter estratégico, en la que predomina de manera casi excluyente el uso de la Programación Lineal hasta finales de la década de los 1970. De este período también datan las primeras menciones al empleo de la Programación por Metas, otra rama de la Programación Matemática, para resolver estos problemas. El resto refiere al uso de técnicas que actualmente serían descriptas como heurísticas o de simulación. Casi como un cierre de este período, Johnson y Scheurman (1977) publicaron una célebre síntesis de todos los esfuerzos desarrollados hasta ese momento y propusieron la perdurable clasificación de todos ellos en dos grandes categorías a las que denominaron Modelos I y II, ambas formuladas como problemas de Programación Lineal e incluyendo la posibilidad de que la función objetivo sea cuadrática. Según estos autores, no sólo los modelos explícitamente formulados como de Programación Lineal pertenecen a alguna de estas dos categorías (*e.g.* los de Curtis y Loucks son del tipo I, mientras que el de Nautiyal es del tipo II). Además, postularon que las técnicas heurísticas y los modelos de simulación que se habían propuesto hasta entonces también podían ser expresados como casos especiales de alguno de los dos Modelos generales. Los autores explícitamente incluyeron en la clasificación otros métodos que podrían ser calificados como tradicionales, como el denominado método combinado (*area-volume check*, en inglés, *cf.* Davis *et al.*, 2001) y algunos que luego se clasificarían como aplicaciones de la búsqueda binaria implementados en programas de computadora como SORAC, SIMAC o ECHO (*cf.* Clutter *et al.*, 1983). En las dos décadas siguientes, Bettinger *et al.* reportaron un notable incremento en el número de publicaciones y una gran diversificación de las técnicas de empleadas. Específicamente para la optimización, a las ya mencionadas se agregan técnicas derivadas de otras ramas de la Programación Matemática como la Programación Entera, la Programación Estocástica, la Programación No-lineal y la Programación Dinámica. Entre las heurísticas se publicaron trabajos que emplean técnicas como los métodos Montecarlo, las búsquedas tabúes (*tabú search*, en inglés), el reemplado simulado

(*simulated annealing*, en inglés) o los algoritmos genéticos. No obstante, con toda claridad la Programación Lineal siguió siendo la técnica más empleada.

En otra revisión de literatura científica, más reciente puesto que se refiere al primer lustro de la década de 2010, y a la vez más representativa de todo el mundo, puesto que no se circunscribe al subcontinente norteamericano, Kaya *et al.* (2016) encuentran que la Programación Lineal ha sido desplazada al segundo término como la técnica de optimización más empleada en problemas en el nivel de unidad de manejo forestal. Esta vez la técnica más empleada es una de sus extensiones y derivaciones, la Programación Entera Mixta (*i.e.*, con variables de decisión tanto continuas como enteras). La Programación por Metas ocupa el tercer lugar y luego se posicionaban las heurísticas. En el novel nivel de paisaje, menos representado cuantitativamente en el total que el nivel anterior, la Programación Lineal retoma el primer lugar y la Programación Entera Mixta se ubica segunda. Considerando ambos niveles, ca. 90% de las publicaciones reportan su uso.

De acuerdo con estas dos revisiones de publicaciones científicas, e independientemente de las técnicas empleadas, en toda la segunda mitad del siglo xx el énfasis de la optimización del manejo forestal persiguió los objetivos típicos de producción de madera y eficiencia económica. Estos enfoques también se verifican en los exitosos esfuerzos que se hicieron principalmente a partir de la década de los 1970 para representar y resolver los problemas del uso múltiple del bosque con la Programación Multiobjetivos. Recién en la última década del siglo pasado se puede constatar, de manera continuada, la inclusión en los modelos de objetivos ecológicos (*e.g.* biodiversidad, hábitat para la fauna silvestre, secuestro de carbono). Sincrónicamente, también se puede constatar el surgimiento de una sobresaliente preocupación por representar los aspectos espaciales de los problemas, formulados muchas veces como problemas *de adyacencia* y fuertemente motivada por la impugnación a las talas rasas que se generalizó por entonces en EUA. Tanto la dimensión ecológica como la representación espacial han concentrado estos esfuerzos metodológicos hasta el presente.

A partir de la última década del siglo xx y con la popularización de las computadoras de escritorio, la adopción de alguno de los programas informáticos para resolver problemas de optimización ya no estuvo restringida a organizaciones, tanto públicas como privadas, que operaban a gran escala y que podían afrontar el costo de adquirir las computadoras conocidas como *mainframes*. La incorporación de paquetes informáticos de optimización en emprendimientos de manejo forestal usualmente fue acompañada por la adopción de muchos otros programas de computadora con propósitos más o menos específicos, entre los cuales merecen destacarse los denominados *Sistemas de Información Geográfica*. Estos programas, como su denominación lo sugiere, están diseñados para facilitar la gestión de todo tipo de datos cuya posición espacial sea relevante, desde su almacenamiento con propósitos de archivo hasta facilitar el análisis de los aspectos espaciales de problemas complejos e incluso encontrarles soluciones. En el presente, un creciente número de programas de computadora tiende a integrar en una única herramienta a los sistemas de información geográfica con una o varias implementaciones específicas de las técnicas de optimización, simulación y heurísticas que se

mencionaron. Estos programas son conocidos como *Sistemas de Apoyo a la Decisión* y su importancia para el manejo forestal planificado se está tornando crítica a la luz de la complejidad de los problemas que se presentan contemporáneamente (Borges *et al.*, 2014; Segura *et al.*, 2014).

Como se puede apreciar en esta apretada síntesis histórica, que va desde los mapas y tablas que acompañaban a unas memorias redactadas en prosa, hasta los modernos sistemas de apoyo a la decisión totalmente digitalizados, la planificación es una práctica inherente al manejo forestal. Y en su evolución ha ido recurriendo a métodos y técnicas de solución crecientemente complejos, a la vez que también ha ido adoptando mecanismos de documentación y comunicación cada vez más sofisticados. Pero sin menoscabo de esta centralidad, además de la planificación, el manejo forestal también comprende otras etapas del proceso de gestión.

El proceso de gestión y la planificación

De acuerdo con Clutter *et al.* (1983), el *proceso* del manejo forestal se puede subdividir en tres componentes: tomar decisiones, implementarlas y controlarlas. A su vez, el proceso de tomar decisiones incluye como su primera etapa al reconocimiento o formulación de un problema, la que debe ser seguida por la identificación de estrategias alternativas que permitan su solución y la especificación de un criterio que permita su valoración y comparación. Luego de calculados los valores del criterio para todas las alternativas consideradas, la decisión se completa con la trivial selección de la estrategia con el mejor desempeño conforme al criterio adoptado.

Esta forma de concebir el proceso de gestión tiene muchas semejanzas con el denominado *enfoque de procesos* que la ISO (acrónimo inglés de la Organización Internacional de Normalización) ha puesto en el centro de todos sus *sistemas de gestión* que, como es bien conocido, la organización propone para organizaciones de cualquier tipo y con operaciones o actividades de todas las escalas y de cualquier complejidad. Probablemente los más conocidos sean los sistemas de gestión de la calidad y de gestión ambiental, detallados en sendas familias de normas internacionales conocidas como ISO 9000 e ISO 14000, respectivamente (IRAM-ISO, 2015a, 2015b). En este enfoque, un proceso se define como el conjunto interrelacionado de actividades que consumen insumos, ya sea tangibles o intangibles, y que se implementan para obtener los productos o resultados buscados, sean estos tangibles o intangibles. Luego, el enfoque implica establecer todos los procesos necesarios para operar como un sistema completo e integrado. El *pensamiento fundado en el riesgo* y la *mejora continua* son las dos nociones complementarias que permiten estructurar este sistema de gestión completo e integrado.

Los riesgos o los efectos de la incertidumbre y su contracara, las oportunidades, deben ser consideradas en todas las etapas de todos los procesos para garantizar que son identificados, considerados y controlados de manera apropiada. La mejora continua, por su parte, es el objeto último del sistema de gestión y en este enfoque se la describe con el ciclo de Shewhart o ciclo de Deming, también conocido como ciclo PDCA, el acrónimo construido con las cuatro acciones,

en inglés, que constituyen este modelo: *plan-do-check-act*. *Plan* refiere a planificar, es decir a la especificación previa de los objetivos del sistema y al establecimiento de los procesos necesarios para producir los resultados buscados. *Do* refiere a la implementación o realización de lo que se decidió en la planificación. *Check* refiere al establecimiento de los procesos de monitoreo y medición para contrastar los resultados con respecto a lo planeado. *Act* refiere a las acciones que se toman para mejorar el desempeño del sistema, es decir la retroalimentación del proceso en una nueva etapa de planificación y de ahí la noción de ciclo.

Se suele asociar al modelo PDCA con el método científico, particularmente con el que subyace en la corriente del inductivismo propiciado por el filósofo Francis Bacon (Moen y Norman, 2009). Siguiendo este método, a partir la observación de la naturaleza se debe proponer una ley científica que explique y confirme los patrones observados y que, a partir de una generalización inductiva, permita formular una ley más amplia. A su vez, esta ley más amplia debe ser contrastada con más observaciones en una nueva iteración que permita explicaciones causales sucesivamente más generales. Es usual sintetizar el método como observación-hipótesis-experimentación-evaluación y la analogía con el modelo PDCA se establecería entre observación e hipótesis con la planificación, la experimentación con la implementación y la evaluación con el monitoreo. Central para ambos modelos es la idea de iteración que manda repetir el ciclo para materializar la mejora continua en el caso del sistema de gestión y para acrecentar el conocimiento de la naturaleza en el caso del método científico.

A partir de la asociación que aquí se hizo entre la acción de planificar del modelo de la ISO y la de decidir que propusieron Clutter *et al.* (1983), y recordando que estos autores prácticamente asimilan la etapa de la decisión con el reconocimiento o identificación de un *problema*, es posible afirmar que la especificación apropiada de un problema es el aspecto más sobresaliente de la planificación. Un problema formulado apropiadamente implica reconocer todos los aspectos involucrados y ponderar su importancia relativa permite asignar eficientemente los recursos necesarios para su solución. En esta etapa, evitar el reconocimiento de aspectos que son escasamente problemáticos, o que directamente no lo son, impedirá que se destinen recursos escasos a su innecesaria atención o solución. Por el contrario, dejar de reconocer aspectos relevantes o asignarles menor importancia que la debida impedirá que se asignen recursos a su necesaria solución. Más allá de estas observaciones dictadas por el sentido común, también resulta apropiado considerar que la planificación puede descomponerse en un conjunto de problemas, en cada uno de los cuales puede concebirse como su solución la especificación de las decisiones a implementar. En otras palabras, el verdadero problema es el problema de la decisión.

Ya se mencionó que Clutter *et al.* (1983) postularon que la decisión requiere la formulación de un problema, la identificación de estrategias alternativas de solución, la explicitación de criterios de decisión y su determinación para todas las estrategias. Luego estas pueden ordenarse por el valor del criterio y así facilitar la decisión. Esta descripción asume que el problema está bien formulado, lo cual a su vez permite que las demás etapas del proceso sean fáciles de completar. Pero tal supuesto es más bien excepcional en la realidad, en la que las

decisiones deben tomarse en el marco de problemas pobremente estructurados y con más de una escala de valores para meritar las soluciones analizadas. En el manejo forestal, la doctrina del uso múltiple expuso estos dilemas con toda claridad. Sin entrar en muchos detalles, se sabe que es posible identificar no menos de una docena de bienes y servicios diferentes que se le pueden demandar a las tierras forestales. Y también es sabido que, planteados como objetivos del manejo forestal, sea cual sea el subconjunto que se seleccione para una unidad de manejo en particular, normalmente los mismos serán conflictivos entre sí. Competirán por los mismos recursos y la mejora en el desempeño de algunos objetivos sólo será posible empeorando las prestaciones de otros. Un ejemplo típico de esta situación es la producción de madera o el nivel de empleo local frente al secuestro de carbono o la conservación de la diversidad biológica. Incluso si el subconjunto de objetivos seleccionados no presenta este tipo de conflictos y ciertas soluciones mejoran simultáneamente sus respectivas prestaciones, las mejoras en sus respectivos desempeños no serán proporcionales. El ejemplo podría ser el secuestro de carbono junto con la conservación de una especie de la fauna silvestre que medra en los bosques pero prefiere rodales inmaduros como hábitat. Para completar, la alusión a las diferentes escalas de valores refiere a que los seres humanos, ya sea actuando individualmente o formando parte de organizaciones con distinto grado de institucionalización, no asignarán la misma importancia relativa al logro de cada objetivo considerado o, incluso, a la mera selección y explicitación de cuales objetivos será relevante atender.

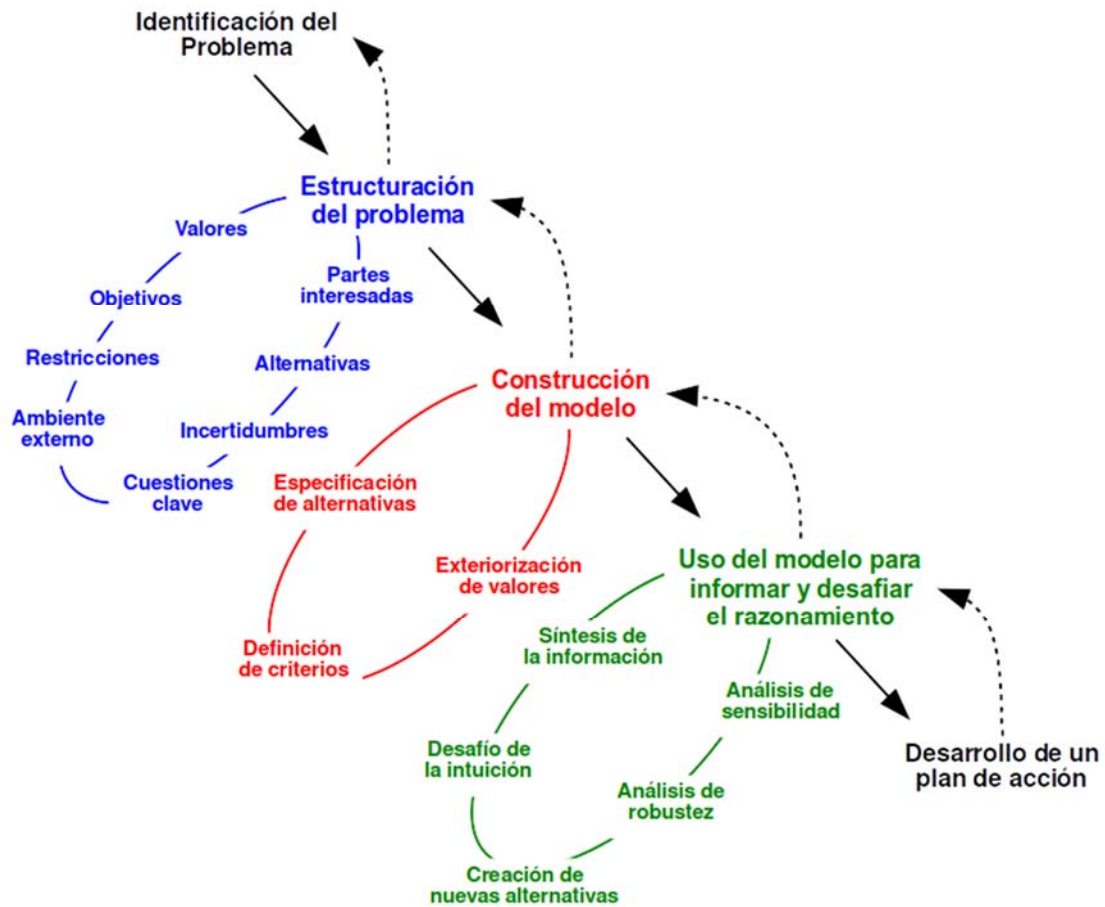
Para abordar complejidades como las descritas, a fines del siglo xx se desarrolló el *Análisis para la Decisión con Criterios Múltiples*, un campo del conocimiento al cual contribuyeron disciplinas relativamente más antiguas como la Ciencia de la Administración, la Investigación de Operaciones y la Teoría de la Decisión. Su enfoque enfatiza en la noción de criterios de decisión como medidas de los méritos relativos de las soluciones y admite que los problemas significativos se componen con múltiples y conflictivos criterios. Más allá de sus numerosas técnicas y métodos, que no se presentarán aquí, es útil considerar con cierta profundidad la conceptualización del proceso analítico que este campo disciplinar ha desarrollado, tal como lo proponen Belton y Stewart (2002). Habiendo identificado una situación problemática, estos autores han agrupado las consideraciones relevantes del proceso en tres etapas (figura 8.1):

- Estructuración del problema, una etapa en la que debe primar el razonamiento divergente y creativo y cuyo propósito principal debe ser la identificación y sistematización de una serie de aspectos significativos. Reconociendo que es poco usual que los problemas se presenten idealmente formalizados, es necesario identificar a las partes interesadas y los valores que las mismas sostienen, lo que permitirá establecer los objetivos o metas y sus restricciones, entre las cuales se contarán las que sean externas al ambiente de la decisión y que no deben ser ignoradas. Además, se deben identificar lo más exhaustivamente posible todas las acciones alternativas que, luego de implementadas, permitan alcanzar las metas. Finalmente, se deben explicitar todas las cuestiones que se consideren importantes y sopesar todo lo analizado a la luz de las incertidumbres, asumiendo que necesariamente se presentarán.

- Construcción del modelo, una etapa en la que el razonamiento debe enfocarse y ser menos divergente. El objeto de la etapa es formalizar las relaciones en un modelo que permita realizar un análisis sistemático, exhaustivo y transparente de los mecanismos de solución considerados y sus méritos. Para ello se deben elucidar los valores en juego y expresarlos como criterios que permitan establecer una estructura de preferencias para el logro de los diferentes objetivos, su variación conjunta y sus interrelaciones. Luego, el modelo debe relacionar todas las acciones alternativas que se han concebido y que sean factibles de implementar, prediciendo su desempeño en términos del cumplimiento de todas las metas.
- Uso del modelo, otra etapa en la que el razonamiento debe seguir concentrado y cuyo propósito es sintetizar y comunicar los resultados del análisis, facilitando la profundización del conocimiento del problema. Una vez que el modelo ha permitido resolver el problema, los análisis complementarios de sensibilidad y robustez ayudan a determinar los alcances y limitaciones de la solución encontrada, estableciendo en qué condiciones dejarían de ser aceptables, buenas u óptimas. Es también la etapa en que se pueden identificar, o incluso desarrollar, nuevas alternativas de solución que resulten de la comprensión más profunda del problema y del desafío al sentido común y la intuición para, finalmente, desarrollar un plan de acción.

Figura 8.1

El proceso de análisis para la decisión con criterios múltiples



Nota. Adaptado de *Multiple criteria decision analysis: an integrated approach* (p. 6), V. Belton y T. Stewart, 2002, Springer US.

Como se puede notar en la figura 8.1, el proceso debe ser concebido como uno de naturaleza iterativa, en el que está permitido volver a etapas anteriores en cualquier circunstancia, en un sentido semejante al de la mejora continua ya presentado. Esto es así porque el propósito definitivo es tomar una decisión analizada o considerada más profundamente y mejor argumentada o justificada.

Por último, cabe destacar la importancia de separar con claridad las funciones de quienes toman las decisiones de aquellos que los ayudan a hacerlo. Naturalmente, no toda decisión que resuelve una situación problemática necesita del tipo de auxilio o asesoramiento implícito en el proceso descrito. Los problemas sencillos y las decisiones de bajo riesgo son ejemplos que se pueden dar al respecto. Y también habrá situaciones en las que el propio responsable de tomar la decisión sea capaz de llevar adelante el análisis. Sin embargo, en la mayoría de los problemas del mundo real lo recomendable será que ambas funciones se mantengan claramente

identificadas y separadas para evitar el riesgo mayor de confundirlas: que quien auxilia al que toma la decisión termine reemplazándolo por completo.

En esencia, quienes son responsables de tomar la decisión definen los valores en juego con la decisión y sus importancias relativas. Disponen además de los insumos y recursos necesarios y también establecen las restricciones que operan, afrontando las consecuencias de las soluciones, sean estas positivas o negativas. Económicamente hablando se podría decir que son quienes afrontan los costos y se apropian de los beneficios. En la realidad, y cumpliendo estas funciones de responsables de tomar decisiones, se pueden identificar desde personas individuales hasta organizaciones, tanto gubernamentales como no-gubernamentales y con propósitos económicos o extraeconómicos. Sus propios mecanismos de decisión y gobernanza plantearán diferentes complejidades para llegar a la decisión. Un caso sencillo podría ejemplificarse con un pequeño productor que vive con su familia en tierra propia. Un caso de complejidad intermedia podría presentarse en una empresa en la que muchas decisiones las toman los gerentes, que no son accionistas ni propietarios de la organización económica. En una organización no gubernamental el ejemplo podría asemejarse con decisiones tomadas por un cuerpo colegiado directivo en el cual la membresía delega muchas decisiones. Los casos de mayor complejidad tal vez lo representen las agencias de gobierno cuyos funcionarios toman decisiones sobre recursos naturales que son de propiedad pública, es decir de la sociedad toda. Considerando a quienes ayudan a tomar decisiones, en esencia son quienes disponen del saber científico y técnico, además de la experiencia, para llevar adelante un proceso de análisis relativamente sofisticado como el que se describió. Su participación será crítica en problemas complejos, ya sea por su escala o por su intensidad, que además suelen presentarse mal o pobremente estructurados. Su intervención es requerida en todas las etapas del proceso analítico, con la excepción ya notada de establecer los valores en juego. Por lo demás, Belton y Stewart (2002) identifican dos tipos principales de auxiliares de la decisión, los analistas y los facilitadores. Dejando de lado que ambos tipos pueden ser ejercidos indistintamente por personas u organizaciones, en general se asocia las funciones de facilitadores con quienes tienen la capacidad para gestionar procesos de discusión y decisión de grupos, en los que los mecanismos de gobernanza pueden ser intrincados. En esta sistemática, la función de analista describe al resto de las situaciones, en las que los mecanismos de decisión son más directos. Sí cabe destacar que ambos tipos de funciones demandan como competencia principal la capacidad para modelizar la situación problemática, es decir para representarla de una manera más o menos abstracta, pero en cualquier caso significativa y útil para la solución.

Estas observaciones sobre el proceso de gestión y el proceso de análisis para desarrollar un plan de acción pueden considerarse como genéricas y procedimentales. De manera complementaria, el manejo forestal ha adoptado otro enfoque de planificación que merece ser analizado con cierta profundidad.

La planificación jerárquica en el manejo forestal

Luego de las formulaciones seminales, publicadas por el biólogo alemán Ludwig von Bertalanffy en 1950, pocas ideas han resultado tan influyentes en el pensamiento científico universal como la teoría general de los sistemas. Las ciencias de la administración no fueron la excepción y han sabido construir un sólido cuerpo de conocimientos en torno a la noción de las organizaciones, en sentido amplio, concebidas como sistemas. En este campo disciplinar, Simon (1960) fue el primero en notar que las organizaciones grandes presentan estructuras jerárquicas de manera casi universal. Advirtiendo que por conveniencia analítica asimilaría el proceso de gestión o administración con su proceso de decisión concomitante, al punto de considerarlas laxamente como expresiones sinónimas, en este trabajo sugiere considerar la secuencia en que se toman las decisiones. Así distingue tres fases, a las que llama inteligencia, diseño y selección. Las actividades de inteligencia refieren al estudio del ambiente para detectar condiciones que demanden una decisión y la denominación está tomada del sentido militar del término. En la fase de diseño las actividades refieren al desarrollo, creación o análisis de los posibles cursos de acción. La fase de selección refiere a la elección del curso de acción específico que se seguirá. En el mismo trabajo también introduce la idea de una organización representada como una torta de tres pisos. En el piso basal ubica los procesos básicos de trabajo, los que se realizan o materializan. En una organización industrial, por ejemplo, serían los que consumen insumos para manufacturar, almacenar y distribuir los productos. En el piso del medio se tienen los procesos de decisión programados, aquellos que gobiernan las operaciones básicas. En el piso superior están los procesos de decisión no programados que se requieren para el diseño y rediseño del sistema como un todo, para que cumpla las metas y objetivos trazados.

En términos de proceso de decisión, puramente, y dejando el piso basal de lado por un instante, lo relevante aquí es explicitar la distinción que hace Simon (1960) entre decisiones programadas y no programadas, con la única advertencia de que deben ser analizadas como los extremos de un continuo totalmente poblado de intermedios. Las programadas son aquellas decisiones que se toman para lidiar con situaciones que tienden a presentarse de manera repetitiva o rutinaria, de forma tal que se justifica el desarrollo de un procedimiento definido para evitar considerar el problema cada vez que la situación se presenta. Es ilustrativo que el autor indica que la designación programada está inspirada en los programas de computadora, señalando que los procedimientos que se definan tendrían que asemejarse a ellos, en particular en la especificación inequívoca del curso de acción ante cada situación. Las decisiones no programadas, por su parte, se necesitan para enfrentar situaciones caracterizadas por su novedad, por su pobre o imprecisa estructuración y por sus consecuencias significativas. Cabe consignar que, aun cuando se haya tomado el sentido computacional de la programación para caracterizar a una de ellas, eso no debe llevar a pensar que la otra no es susceptible de ser automatizadas de cierta manera y hasta cierto punto. Sin embargo, y tal como lo preveía Simon (1960), aún hoy es poco probable que las decisiones no programadas puedan ser automatizadas

de manera total, de modo que su pronóstico fue que estarían a cargo de sistemas híbridos de máquinas y seres humanos.

Como una suerte de corolario a todas estas conceptualizaciones, Simon (1960) esboza los rudimentos de una teoría de la jerarquía y señala que las organizaciones tenderán a asumir estructuras jerárquicas en tanto sus actividades se desarrollen en ambientes complejos. En sus propias palabras: «la jerarquía es la forma adaptativa que una inteligencia acotada debe asumir para enfrentar la complejidad». Y como era de esperar de un pensador sistémico, muy poco tiempo después, Simon (1962) generalizó estas ideas a todo tipo de sistemas, sean estos físicos, biológicos o sociales, tanto naturales como antrópicos, sentando las bases de lo que actualmente se reconoce como una teoría de la jerarquía, a la que se considera además como un pilar fundamental para construir una teoría de la complejidad (Wu, 2013).

En un contexto específicamente forestal, Gunn (2005) considera que el uso de criterios e indicadores como una forma de materializar la sustentabilidad se ha asociado con la noción de manejo adaptativo y, por esta vía, con la teoría del control óptimo del pensamiento sistémico. Presentada de la forma más sencilla, la idea consiste primero en seleccionar un conjunto apropiado de indicadores y establecer niveles cuantitativos para describir estados deseables o aceptables del bosque, concebido como un sistema retroalimentado. Luego se deben establecer mecanismos de monitoreo para observar oportunamente los valores de esos indicadores. Finalmente, si la diferencia, también llamada error, entre lo observado y lo deseable supera niveles preestablecidos para cualquier indicador, se deben implementar acciones de manejo que tiendan a anular esa diferencia. El autor asocia gráficamente esta idea con el termostato de un aire acondicionado y la considera inherente al proceso de establecimiento de niveles para los indicadores seleccionados. Sin embargo, a pesar de su atractivo conceptual, y sin dejar de señalar que pueda resultar sorprendente, concluye que es muy cuestionable que así se pueda concretar el manejo forestal sustentable. Los argumentos críticos repasan la dificultad para establecer los niveles adecuados para todos los indicadores del manejo forestal sustentable, por una parte. Por otra parte, el gran número de indicadores, en el orden de varias decenas, determinan un espacio de estados virtualmente infinito que tornan materialmente imposible alcanzar, y luego mantener, un sistema equilibrado. También nota que la teoría del control óptimo demanda que los sistemas sean observables y controlables, condiciones que tienen un sentido técnico bien especificado y que los bosques como sistemas manejados no satisfacen. A ello debe agregarse que diseñar un control que preserve la estabilidad de estos sistemas, una exigencia para enfrentar la incertidumbre, es extremadamente difícil, dados los espacios de estados dimensionalmente grandes ya señalados. Despojada de las estrictas exigencias de la teoría del control, el manejo adaptativo puede ser presentado más genéricamente como la respuesta para enfrentar la incertidumbre derivada de gestionar sistemas que cambian, responden y evolucionan de manera esencialmente incognoscible. Para ello, las acciones de manejo deberían concebirse explícitamente como experimentos que manipulan el sistema buscando balancear su desempeño como productores de bienes y servicios económicos, por una parte, con el aprendizaje de la dinámica subyacente del mismo que puede realizar el administrador, por la otra. Si bien es

legítimo contraponer esta concepción con la alternativa de planificar y decidir, puramente basada en los resultados de la investigación básica convencional previa, su aplicación a escala ecosistémica o de paisaje y en el nivel plenamente operacional supone riesgos potencialmente en las mismas escalas, es decir significativos.

En síntesis, Gunn (2005) concluye que tomar de manera demasiado literal las ideas de la teoría del control óptimo o del manejo adaptativo implica el riesgo de usar estos enfoques sistémicos particulares excediendo su legitimidad. Para evitarlo propone tomar los criterios e indicadores del manejo forestal sustentable como una expresión de ciertos valores contextuales dentro de los cuales se debe o se desea operar. Y en tanto se consideran contextuales, los administradores podrán proceder a desarrollar sus propias estrategias en el marco de dicho contexto, para lo cual es más recomendable que se apoyen en enfoques de planificación jerárquica correctamente concebidos como una forma de reducir la complejidad y enfrentar la incertidumbre que caracterizan a cierto tipo de problemas cuya solución se busca. Sin lugar a dudas, el problema del manejo forestal sustentable, con sus largos horizontes temporales, incluyendo expresiones ciertas de perpetuidad, y sus amplias escalas espaciales, pertenece a este tipo de problemas.

En este punto tal vez resulta pertinente precisar que por una jerarquía se refiere a un sistema estructurado en capas o niveles que tienen relaciones asimétricas (Wu, 2013). O, como lo expresó Simon (1962): «un sistema que está compuesto de subsistemas interrelacionados, cada uno de los cuales está, a su vez, estructurado jerárquicamente, hasta que se alcanza un cierto nivel elemental de subsistema». Más específicamente, Martinelli (2001) clasificó 19 jerarquías de sistemas útiles para la gestión en cuatro subgrupos, uno de los cuales interesa aquí puesto que los criterios que lo segregan es el carácter administrativo, por una parte, y el énfasis puesto en los niveles de decisión, por la otra. Con justicia, Martinelli (2001) ubica como pionero de este subgrupo a Simon (1960), con su torta de tres pisos para la gestión de una organización y su secuencia de decisiones descompuesta en inteligencia, diseño y selección. Las otras jerarquías clasificadas en el grupo extienden el número de niveles de decisión a cuatro, cinco o siete y adoptan otras denominaciones para ellos. Sin abandonar los tres niveles básicos, aquí se tomarán como una razonable equivalencia las denominaciones estratégico, táctico y operacional, actualmente más populares, para las denominaciones más metafóricas de inteligencia, diseño y selección, respectivamente, adoptadas por Simon (1960). Cabe consignar que los niveles adicionales propuestos por otros autores en general resultan de desdoblar alguno de aquellos tres niveles básicos en dos o tres. Por ejemplo, un autor incluye un cuarto nivel al que llama producción y que está por debajo del nivel operacional. Otro autor además desdobla el nivel táctico en dos, uno para la organización y otro para la operación, este último subordinado al primero (cf. Martinelli, 2001).

Retomando a Gunn (2005), los tres niveles jerárquicos de decisión y gestión pueden denominarse y describirse de la siguiente manera:

- Análisis estratégico, también decisiones estratégicas. Define la función y la naturaleza de la organización y los recursos que tendrá a su disposición.

- Planificación táctica. Se propone hacer el uso más eficiente de los recursos que la organización tiene a su disposición.
- Control operacional. Programación detallada de las actividades que hacen que el sistema funcione.

En otras palabras, en el nivel estratégico se especifican y cambian los objetivos de la organización, al igual que se establecen las políticas para regular la adquisición y uso de los recursos que se usarán para alcanzar los objetivos. En el nivel operacional, en cambio, las preocupaciones son que las actividades inmediatas se realicen de manera eficiente, es decir cumpliendo las relaciones técnicas óptimas entre insumos y productos. El planeamiento táctico es el proceso que los relaciona jerárquicamente, descomponiendo los objetivos estratégicos, usualmente expresados en términos aspiracionales, en metas menos globales y especificadas de manera más sustantiva, coordinando y monitoreando las acciones para garantizar el logro de todas las metas en todos los niveles.

Retomando a Gunn (2005), en cada nivel las decisiones deben tomarse en el marco de los objetivos y metas adoptados para ese nivel, los cuales ejercerán restricciones sobre las decisiones en niveles inferiores. A su vez, la planificación y control en los niveles bajos proveerán información para el análisis de sensibilidad y la factibilidad de las restricciones impuestas por los niveles más altos. En un sentido absolutamente inespecífico, es útil señalar importantes diferencias en los horizontes temporales, alcances, personas involucradas, al igual que en otras características importantes, entre los tres niveles de decisión y gestión identificados. En la tabla 8.1 se detallan varias de estas características importantes para algunos atributos de los problemas de cada nivel de decisión.

Tabla 8.1

Características de algunos atributos de los problemas de decisión en los tres niveles de la planificación jerárquica

Atributo	Análisis estratégico	Planificación táctica	Control operacional
Objetivos	Adquisición de recursos	Asignación de recursos	Uso de recursos
Horizonte temporal	Largo	Medio	Corto
Alcance	Amplio	Mediano	Estrecho
Nivel de detalle	Poco detallado	Moderadamente detallado	Muy detallado
Incertidumbre (Riesgo)	Alta	Moderada	Baja
Información	Externa/interna	Externa/interna	Interna
Gerencia	Alta	Media	Baja

Nota. Adaptado de Sustainable forest management: control, adaptive management, hierarchical planning (p. 11), E. A. Gunn, 2005, *Proceedings of the 2003 Symposium on systems analysis in forest resources*. General Technical Report PNW-GTR-656, USDA Forest Service.

Ya de manera específica, en el nivel estratégico del manejo forestal se deberían desarrollar estrategias que permitan analizar las consecuencias e impactos a largo plazo, tanto en la dimensión económica como en la social y ecológica, de los potenciales cursos de acción. Tradicionalmente el énfasis estuvo puesto en elucidar la sustentabilidad de las cosechas de madera y la viabilidad económica. Y solo recientemente se agregaron las preocupaciones sociales y ecológicas. En todos los casos, en este nivel las consideraciones son a gran escala y en el nivel de paisaje (Bettinger, 2017). En sentido estricto, esta planificación debe abarcar espacialmente toda la unidad de manejo forestal y extender sus análisis más allá de sus límites, si la escala de paisaje de alguno de sus componentes lo sugiere. Temporalmente debe desarrollarse a largo plazo, pudiendo tomarse como expresión de tal un período de tiempo no menor a una rotación típica de las especies más comunes manejadas en la unidad de manejo forestal e ir más allá, hasta dos rotaciones o incluso a perpetuidad.

Dadas las características de la planificación estratégica, el nivel de detalle, tanto espacial como temporal, se suele sacrificar para abarcar superficies mayores y períodos de tiempo más extensos. Concretamente, los rodales forestales, que no pueden ser concebidos sin su identidad espacial, suelen ser agrupados o agregados por sus características en unidades mayores que comparten en común, por ejemplo, composición específica, edad, densidad y calidad de sitio, pero que están espacialmente disyuntos. A tales agregados se les puede denominar estratos forestales (Bettinger, 2017). En algunos casos, con esta representación se suelen reducir las unidades de análisis y decisión desde decenas o centenas de miles de rodales, a poco más de un millar de estratos. En la representación del tiempo, por su parte, no se usan resoluciones menores al año, siendo lo más común que las unidades sean plurianuales, concretamente bienales, quinquenales y también decenales. La práctica de simplificar la resolución espacial y temporal, evitando considerar detalles que no resultan significativos para el problema que se está intentando resolver, también es recomendable para no oscurecer las relaciones esenciales y las tendencias y patrones específicos que se deben valorar en el análisis estratégico.

Tradicionalmente, el objetivo más usado en este nivel para regular la planificación es la maximización del valor actual neto del patrimonio forestal. Alternativamente se puede planificar con el objetivo de minimizar los costos de aprovisionamiento de materia prima, típicamente madera, para una demanda especificada. Naturalmente, otras medidas económicas semejantes pueden especificarse como objetivos a optimizar. En cuanto a la producción de madera, también se suele especificar la maximización del nivel de cosechas, expresado en volumen de madera, condicionada a cumplir con un patrón de constancia temporal que es más conocido como rendimiento sostenido. Con el advenimiento del uso múltiple y la sustentabilidad, otros objetivos han comenzado a ser planteados para este nivel de planificación. Ejemplos de ellos son la minimización de la producción de sedimentos en la cuenca de la unidad de manejo forestal, la

maximización de la provisión de agua de calidad en la cuenca de la unidad de manejo forestal, el mantenimiento de niveles de empleo en el tiempo, la provisión garantizada de superficies suficientes de hábitat apropiado para mantener poblaciones viables de especies seleccionadas de la flora o la fauna silvestre, el mantenimiento de altos niveles de dióxido de carbono secuestrado en la biomasa forestal, entre otros.

En el nivel táctico, la planificación del manejo forestal tiene el propósito primario de tender un puente entre las decisiones estratégicas y el control operacional. Como se dijo, en el análisis estratégico se suelen hacer formulaciones espacialmente abstractas y de baja resolución temporal, lo que resulta en planes que no son directamente implementables, al menos sin consideraciones adicionales. Entonces, se puede afirmar que en la planificación táctica el problema principal radica en definir un plan de acción que sea espacialmente explícito y que, además de factible, implique el cumplimiento de los objetivos buscados con las decisiones estratégicas y la realización o materialización de las consecuencias positivas predichas. La práctica corriente es fijar un horizonte temporal plurianual, aunque corto en relación con el horizonte de planificación estratégico y que esté en proporción con su duración. Así, para especies de rotaciones cortas, los planes tácticos se extenderán entre dos y cinco años, mientras que en especies de rotaciones largas se extenderán cinco, diez hasta veinte años. En cualquier caso, la resolución temporal rara vez es diferente a un año. Luego, considerando las actividades y acciones indicadas por el plan estratégico para el período de tiempo que abarca el primer horizonte de planificación táctico, se hacen las asignaciones específicas a unidades con identidades espaciales reales y concretas de la unidad de manejo forestal, desarmando cualquier tipo de agregación o simplificación que se haya hecho en el nivel estratégico. Es común que esto resulte en un plan táctico que no alcance a cubrir toda la unidad de manejo forestal.

Dado que la planificación táctica es, en esencia, una traducción de las estrategias globales y de largo plazo en planes espacialmente acotados y realizables en el mediano plazo, los objetivos que se suelen definir para resolver los problemas de este nivel de planificación son los mismos que para el nivel estratégico. Por supuesto, las formulaciones de estos objetivos, ya sean económicos, sociales o ecológicos como los que se describieron más arriba, deben reflejar la correspondiente adecuación a las escalas espaciales y temporales más acotadas de la planificación táctica. Finalmente, en este punto cabe consignar que algunos objetivos del manejo forestal encuentran en el horizonte temporal adoptado para la planificación táctica la escala temporal adecuada para su gestión estratégica. Y lo propio puede ocurrir con el alcance espacial de la planificación táctica, e incluso con algunas actividades típicas de los planes de manejo forestal. Ejemplos plausibles de esto pueden ser el diseño de la red caminera forestal de primer orden, la viabilidad de ciertas poblaciones de especies de ciclos vitales cortos (e.g. insectos, roedores, aves, reptiles), la gestión de ciertos y determinados impactos ambientales como los diseñados para el control de la erosión en microcuencas, entre otros, a los que bien podrían agregarse muchos de los indicadores del desempeño social del manejo forestal.

Como ya se dijo, en el nivel operacional la preocupación central es la implementación eficiente de las actividades que se han previsto para cumplir los objetivos y mantener el sistema entero

en funcionamiento. De allí que la designación control operacional describa mejor el problema de gestión que se debe abordar, aunque ello no debe llevar a pensar en lo absoluto que se trata de realizar acciones no planificadas. Más bien se trata de planes de corta o cortísima duración, la mayoría de los cuales son llevados a la práctica inmediatamente de adoptados, para completarlos rápidamente, además. Lo típico en la gestión forestal es que el horizonte de planificación no exceda el año de duración, siendo muy popular la variante del plan operativo anual. Las resoluciones temporales van desde el día o la semana hasta la quincena o el mes, dependiendo del tipo de actividades específica que se trate. También es típico de la gestión forestal que la escala espacial sólo abarque fracciones de la unidad de manejo forestal. Al igual que en la planificación táctica, en el control operacional todo debe concebirse de manera espacialmente explícita. De manera congruente, en este nivel todo se especifica de la manera más detallada posible.

Algunos problemas típicos del control operacional permitirán ilustrar mejor la noción de planes que alcanzan como mucho un año de duración y en los que la oportunidad en que se deben realizar las operaciones es sustancial. Operacionalizar la cosecha forestal es, en sí mismo, un típico problema de este nivel que incluye planificar los caminos forestales de segundo y tercer orden y luego construirlos, adoptar un programa de trozado de los fustes en rollizos y luego asignar equipos, insumos y mano de obra para el apeo, desrame y trozado. Luego se debe asignar equipos, insumos y mano de obra para el arrastre, carga, descarga y transporte de rollos, desde el tocón hasta la playa de la industria. El mismo detalle de operacionalización se debe concebir para las restantes actividades silviculturales como los raleos, las podas y la plantación, al igual que para otras prácticas culturales o ingenieriles como quemas prescritas, acondicionamiento de parches para proveer conectividad o mejorar su aptitud como hábitat para la fauna silvestre (árboles percha, refugios, etc.) u obras de corrección de torrentes, entre otras.

Por su propio carácter, es razonable que los objetivos que se plantean los planes operacionales se establezcan en términos de minimización de los costos de implementar las acciones en los niveles previstos. Otro planteo plausible para este nivel es planificar para obtener el máximo desempeño de un indicador sin exceder el consumo de un cierto nivel de los insumos. En sí, ambas formulaciones hacen referencia al criterio de eficiencia que respeta las relaciones técnicas óptimas entre insumos y productos que se señaló como característico de este nivel.

Naturalmente, todos los niveles de planificación y gestión detallados se apoyan en las estimaciones y predicciones de uno o más modelos. En sistemas de planificación jerárquica resultará igualmente natural que se usen modelos diferentes, en cada caso más adecuados al tipo de problemas que están representando y ayudando a resolver. Sin entrar en demasiados detalles sobre los modelos, se puede afirmar que en niveles jerárquicos superiores los modelos emplearán información agregada y apropiada para períodos de tiempo relativamente largos. Luego, además de resolver los problemas específicos de su nivel, deben proveer información de contexto para los modelos de los niveles inferiores, particularmente en la forma de limitaciones y restricciones. Así se pueden establecer estrategias exitosas para la autopreservación de la organización en su función esencial y para establecer hacia dónde debe dirigirse, especificando

metas, objetivos y la propia escala de valores a observar. A su vez, los modelos para niveles jerárquicos inferiores emplean información más detallada y adecuada a períodos de tiempo más cortos. Análogamente, además de resolver los problemas específicos de su nivel, deben suministrar información de factibilidad y apropiada para el análisis de sensibilidad para los niveles superiores. Esto es particularmente relevante en los modelos tácticos, que no sólo deben ayudar a asignar eficientemente los recursos asignados por la estrategia, sino también deben retroalimentar la decisión estratégica con los análisis de sensibilidad aplicables al uso de tales recursos y sus méritos relativos cuando se aplican en niveles diferentes en estrategias que se están comparando (Gunn, 2005).

En el tratamiento de la incertidumbre, es común que los modelos estratégicos asuman un comportamiento determinista del sistema representado, más allá del realismo, mientras que los de bajo nivel usualmente se ejecutan cuando la información precisa se torna disponible, produciendo resultados más confiables. En cuanto a la implementación, los planes de largo plazo se desarrollan para múltiples períodos, pero sólo se ejecutan realmente las acciones del período inmediatamente siguiente, el primero, que es normalmente el actual o corriente. Este esquema de planificación con implementación temporalmente móvil también es una forma de lidiar con la incertidumbre a largo plazo. De acuerdo con Gunn (2005), un modelo determinista con implementación móvil del período inmediato siguiente está teóricamente justificado si el sistema forestal gestionado es de gran escala y existen suficientes oportunidades para volver a planificar.

Recordando que el proceso de gestión, en el caso del manejo forestal, refiere a un bio-socio-sistema, o mejor aún, a un eco-socio-sistema, en este punto conviene repasar los cinco principios generales que Allen (2008) detalló para el ordenamiento de las jerarquías, en sistemas ecológicos:

1. Los niveles más altos operan con menores frecuencias, o más lentamente, que los niveles más bajos.
2. Los niveles más altos ejercen restricciones sobre los niveles más bajos.
3. Los niveles más altos funcionan como contexto de los niveles más bajos.
4. Los niveles más altos exhiben acoplamientos más débiles entre sus componentes que los que exhiben los componentes de niveles más bajos.
5. En jerarquías anidadas, los niveles más altos contienen a los niveles más bajos o están constituidos por ellos.

En el marco de estos principios se puede apreciar mejor algunas observaciones de Gunn (2005). Así, la expresión que indica que en cada nivel las decisiones deben tomarse en el marco de los objetivos y metas de ese nivel, los cuales ejercerán restricciones sobre las decisiones en niveles inferiores puede verse como una manifestación del segundo principio de Allen (2008). La duración del horizonte temporal adecuada al nivel, más larga en el nivel estratégico y más corta en el operacional, es congruente con la aplicación del primer principio. Aunque el autor no lo señala, a estas observaciones podría agregarse que toda consideración espacial de la planificación del manejo forestal reclama un abordaje esencialmente anidado, más que un

principio, el quinto de Allen (2008), una propiedad de los sistemas complejos. Por último, su sugerencia de considerar a los criterios e indicadores del manejo forestal sustentable como valores que expresan la función y naturaleza de la organización forestal no es más que una manifestación del tercer principio, si a tales valores se les concede el estatus de estratégicos. Como ya se dijo, por un parte debería evitarse la potencial confusión en el uso de indicadores como se propuso al analizar el modelo del termostato, puesto que tal abordaje es inherentemente táctico u operacional, en tanto no se preocupa por la adquisición de recursos sino por su asignación o uso eficiente. Y por otra parte, como también se dijo, debería considerarse a los criterios e indicadores como el contexto (tercer principio) para el desarrollo de estrategias, entendidas éstas como una noción de aquello que se quiere hacer y la forma en que se acepta hacerlo. Luego, en el nivel de planificación jerárquica que corresponda, ya sea táctico u operacional, se pueden adoptar los valores de los indicadores aplicables al propio sistema de gestión, habiendo meritado el impacto de su factibilidad y sensibilidad en las estrategias alternativas consideradas.

El plan de manejo

La planificación del manejo forestal se explicita y detalla en un instrumento que universalmente se conoce como plan de manejo. Desde la segunda mitad del siglo XVIII y hasta no hace mucho tiempo atrás, el plan de manejo era un documento impreso en papel que constaba, según lo describe Mutarelli (1963, 1964), de una parte literaria compuesta por memorias preliminares y planillas, la que además se completaba con planos. Las memorias preliminares típicamente se expresaban en prosa, mientras que las planillas, normalmente muy numerosas, se expresaban como cuadros o tablas para comunicar toda la información cuantitativa. Los planos, por su parte, expresaban y sintetizaban la información espacialmente referenciada. Obviamente, en la actualidad los soportes para la información y las ideas que se documentan en un plan de manejo son típicamente digitales.

Por su valor histórico en Argentina, aquí se repasará sintéticamente la estructura de un plan de ordenación que propuso Mutarelli (1963, 1964) para nuestros bosques espontáneos. Con justicia puede considerarse a este autor como el padre de la Ordenación Forestal en el país y a su propuesta, además de reconocerle el valor histórico intrínseco por ser la primera publicada, también se la puede señalar como un reflejo arquetípico de las influencias europeas, principalmente alemanas, croatas y españolas, imperantes entre los forestales argentinos de esos tiempos. Por otra parte, también se apreciará con facilidad que varias de las ideas son las mismas que se presentaron más arriba, si bien con otras designaciones o denominaciones. De acuerdo con Mutarelli (1963, 1964), la estructura del plan de ordenación debe incluir:

- Memorias preliminares:
 - Estado Legal, Natural, Forestal y Económico.

- Ordenación Propiamente Dicha (División del bosque, Método de Beneficio, Turno, Posibilidad, Métodos de Ordenación).
- Planes Especiales.
 - Planillas: de superficies, de descripción de los rodales, de árboles tipo, de clases diamétricas, de cálculo de la Posibilidad según Tramos y Períodos.
 - Plan Especial de Aprovechamiento (cortas).
 - Plan General y Especial de Mejoras.
 - Planos: General y Especiales.

En los estados se hace una descripción de la unidad de manejo forestal, a la cual se solía denominar *cuartel forestal*, desde los correspondientes puntos de vista. En el estado legal entonces se volcaba información relativa a la propiedad y tenencia de la tierra, derechos y restricciones de uso, los límites y su demarcación, además del encuadre jurisdiccional en relación a las autoridades forestales, fiscales y judiciales, entre otras importantes. En el estado natural se proveía una descripción del ambiente en el cual se localizaba geográficamente la unidad de manejo forestal, es decir de la topografía y relieve, del clima y suelos, de la flora y fauna nativa, además de los usos locales de la tierra. En el estado forestal se detallaba la metodología del inventario forestal adoptado para cuantificar el estado del bosque y se volcaban los resultados del mismo. En el estado económico se hacía una descripción del contexto económico en el que operaba la gestión de la unidad de manejo forestal, incluyendo las vías de saca (red de caminos) existentes y a construirse, costos operativos varios (aprovechamiento, transporte, transformación industrial), precios de insumos y productos y una valoración del patrimonio forestal.

En las secciones de la ordenación propiamente dicha se presentaba una división del bosque, la división dasocrática. Esta división no era más que una clasificación jerárquicamente anidada de unidades definidas espacialmente, empezando por el rodal, el nivel más bajo y segregado en base a consideraciones exclusivamente silviculturales. Se ascendía hacia el grupo de rodales o cantón, un conjunto de rodales esencialmente contiguos. Más arriba se encontraba el cuartel forestal, usualmente concebido como la unidad territorial para planificar el rendimiento sostenido. La jerarquía se completaba con las comarcas y secciones, los niveles superiores segregados entre sí por sus atributos económicos prevalentes. El método de beneficio, denominación española del método de reproducción, también requería describir la silvicultura adoptada. Y en la sección del turno se debían explicitar los criterios para determinar la madurez de los árboles y rodales para su cosecha. La posibilidad describía la determinación cuantitativa del nivel de cosecha, expresado en volumen, que se podía prescribir y en el método de ordenación se debía describir la estrategia de conversión, es decir, cómo se planeaba alcanzar la estructura del bosque normal.

Con este énfasis en el bosque normal, el período de regeneración del método de reproducción adoptado se usaba como el principio organizador principal. Sintéticamente expresada, la idea consistía en definir un período de regeneración único que fuera múltiplo del turno, también único, y subdividir el turno, es decir el horizonte de planificación de largo plazo, en períodos de igual

duración. Luego se conformaban los tramos, a razón de uno para cada período de tiempo, asignando cada rodal a un tramo, el que resultaba ser entonces una unidad dasocrática que se definía para garantizar la regeneración de todos los rodales asignados a ese tramo durante el correspondiente período de regeneración. La consigna era recorrer todo el tramo en un período de regeneración y toda la unidad de manejo forestal, el cuartel forestal, en un turno. En su versión más madura, esta idea sólo se preocupaba por detallar las asignaciones al primero de los tramos, el que se intervendría inmediatamente con cortas reproductoras y al que se designaba como único. También se lo concebía como móvil, es decir con revisiones periódicas frecuentes de las asignaciones de rodales a ese tramo único.

Luego de describir todo lo relativo a la ordenación propiamente dicha, se debía detallar el resultado de la planificación en lo que se denominaba el plan especial de aprovechamientos o cortas. En este plan se describía, mediante cuadros y tablas, la asignación espacio-temporal de las cortas reproductoras, es decir las que proveían la posibilidad principal en madera, para un horizonte temporal que no debía exceder los diez años. El plan de cortas iba acompañado por otro plan especial de igual horizonte temporal, el de mejoras, en el cual se programaban otro tipo de intervenciones que no tenían un sentido silvicultural estricto: construcción y mantenimiento de la red caminera, de la infraestructura, delimitaciones y amojonamientos, entre otras. También se sugería elaborar un plan general de mejoras, en este caso con un horizonte temporal igual al turno.

Por último, en tanto esquema de planificación, estos planes de ordenación debían perfeccionarse con lo que se denominaban revisiones y de las que se reconocían dos tipos. Las revisiones ordinarias debían completarse al término de cada plan especial y en ellas se debían volcar todas las diferencias entre lo planeado y lo efectivamente ejecutado, además de todos los cambios que fueran necesarios para enmendar errores o mejorar estimaciones cuantitativas. También era la oportunidad para afectar y desafectar rodales al tramo en el que se estaba trabajando. Todo debía concluir con otro plan especial de cortas y otro plan especial de mejoras. Las revisiones extraordinarias, en cambio, debían emprenderse ni bien se tomara una decisión que implicara un cambio sustancial en alguno de los parámetros que organizan la ordenación, como un nuevo sistema silvícola, el propio turno o la duración del período de regeneración, por ejemplo. También debía emprenderse este tipo de revisión como consecuencia de afectaciones o desafectaciones significativas de tierras a la unidad de manejo forestal, o bien cuando el patrimonio forestal resultaba severamente disminuido por eventos meteorológicos extremos como incendios, tornados o sequías, o por plagas y enfermedades masivas. Esencialmente, una revisión extraordinaria consistía en formular un nuevo plan de ordenación, adecuado a las nuevas condiciones y que reemplazara al anterior.

Por su importancia actual, acá también se hará un breve repaso por las especificaciones normativas vigentes con relación al manejo forestal en tanto actividad antrópica de uso de los bosques en Argentina. Como se sabe, el sistema de gobierno argentino es de naturaleza federal y el texto constitucional vigente desde 1994 ha establecido como novedad que corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio

(Constitución de la Nación Argentina, 1994), un precepto que anteriormente sólo estaba implícito en la reserva para las provincias de todo poder no delegado expresamente al gobierno federal. Sin embargo, la jurisdicción, groseramente entendida como la competencia para regular una actividad por parte de las autoridades, no se deriva necesariamente del dominio. También como novedad del texto constitucional vigente desde 1994, se ha instituido lo que puede considerarse como una delimitación jurisdiccional en materia ambiental, los presupuestos mínimos de protección. En efecto, el artículo ambiental de la constitución reserva para el congreso nacional el dictado de leyes que contengan los presupuestos mínimos de protección ambiental, y para las provincias el dictado de leyes necesarias para complementar las de presupuestos mínimos. Más tajantemente expresado, este establecimiento de competencias concurrentes estipula que corresponde al estamento federal instituir los mencionados presupuestos mínimos como una suerte de umbral para el desempeño ambiental con alcance en todo el territorio nacional, y que corresponde al estamento provincial la facultad para acrecentar o elevar las exigencias del umbral en el territorio provincial, nunca para relajarlas. En materia forestal, específicamente hablando, el cambio más significativo no fue tanto la clarificación de la cuestión del dominio, sino la irrupción de los presupuestos mínimos. Hasta el cambio constitucional referido, la regulación ambiental en general era considerada primariamente una cuestión de jurisdicción provincial por aplicación del principio de conservación de todo poder no delegado expresamente en el nivel federal. Y el caso forestal de ese encuadre jurídico, en particular, es ilustrativo de lo que puede considerarse un fracaso en materia de política forestal nacional regulada legalmente. La muy avanzada ley de defensa de la riqueza forestal (Ley N.º 13.273), sancionada pioneramente en 1948, era un dispositivo que tenía alcance sobre los bosques de jurisdicción federal al cual podían adherir las provincias de manera discrecional. Dado que lo típico fue que las provincias adhirieron formulando reservas, el resultado fue en un régimen desarticulado, poco armónico y con alcance territorial decreciente al ritmo de la provincialización de los antiguos territorios nacionales.

Volviendo al sistema vigente, el mismo se perfeccionó con la sanción de la ley general del ambiente en el año 2002 (Ley N.º 25.675), en sí misma una ley de presupuestos mínimos para la política y la gestión ambiental nacional. De esta ley interesa la institución del ordenamiento ambiental del territorio como uno de los instrumentos centrales de la política y gestión ambiental. Y también el reconocimiento del Consejo Federal de Medio Ambiente como el órgano de articulación entre provincias y nación. Posteriormente, en el año 2007 se sancionó la ley de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos en la que se estableció, como presupuesto mínimo para todas las provincias, la realización de un ordenamiento ambiental territorial de los bosques nativos en base a diez criterios de sustentabilidad, tal la expresión que usa la propia ley (Ley N.º 26.331). Y junto con esta exigencia, también se estipuló con idéntico estatus jurídico de presupuesto mínimo, que el uso de los bosques nativos debía proceder de manera planificada y documentarse en un plan de manejo forestal sostenible. Así se establece, entonces, una suerte de estandarización de la práctica del manejo forestal planificado con alcance en todos los bosques nativos del país.

Textualmente, la ley define al plan de manejo como el «documento que sintetiza la organización, medios y recursos, en el tiempo y el espacio, del aprovechamiento sostenible de los recursos forestales, maderables y no maderables, en un bosque nativo o grupo de bosques nativos, para lo cual debe incluir una descripción pormenorizada del terreno forestal en sus aspectos ecológicos, legales, sociales y económicos y, en particular, un inventario forestal con un primer nivel de detalle tal que permita la toma de decisiones en cuanto a la silvicultura a aplicar en cada una de las unidades de bosque nativo y a la estimación de su rentabilidad». Finalmente, en el año 2014, el Consejo Federal de Medio Ambiente llevó más lejos la estandarización aludida y, mediante un dispositivo normativo de alcance nacional, también estableció una sistematización de los planes que se considerarían en el marco de la ley de presupuestos mínimos, detallando además los contenidos mínimos que los mismos debían explicitar (Resolución N.º 277). Someramente se repasarán aquí algunos detalles de los denominados planes de manejo sostenible, es decir aquellos considerados para el aprovechamiento sostenible de los productos madereros y no madereros, además de los servicios ecosistémicos.

El enfoque para describir los objetivos del plan de manejo establece dos salvaguardas. Una es para garantizar que el bosque manejado no es sustituido, es decir, para evitar el cambio de uso del suelo. La otra es esencialmente para garantizar que se mantienen los atributos de conservación que condujeron a su clasificación como no apto para la conversión. El enfoque de salvaguardas debe entenderse como sobreimpuesto sobre los objetivos particulares de quienes sean titulares de las tierras alcanzadas por el plan, es decir de quienes tienen derecho legal a usar el bosque. En otras palabras, los objetivos particulares de los propietarios, esperablemente apoyados en consideraciones económicas, deben ser compatibles con las salvaguardas. Luego, los contenidos mínimos para estos planes requieren explicitar o describir:

- Objetivos.
- Aspectos legales y administrativos de los derechos de los titulares.
- Antecedentes de uso del establecimiento y condiciones socioeconómicas regionales.
- Los recursos que serán manejados y su contexto ambiental a escala de paisaje.
- Resultados de los inventarios, el forestal propiamente dicho y el de recursos no madereros, además del estatus de los servicios ecosistémicos.
- Sistema de manejo, es decir el sistema silvícola, ganadero o específico para otros recursos, el cual debe ser coherente con un nivel de cosecha ecológicamente fijado y que observe la disponibilidad del respectivo recurso relevada.
- Medidas específicas para áreas con valores de conservación especiales.
- Detalles de la organización económico-financiera derivada de la producción pretendida, en el espacio y en el tiempo.
- Justificación técnica del sistema de aprovechamiento y uso de equipos.
- Pronóstico del estado del sistema manejado para asegurar la sustentabilidad.
- Aspectos sociales anteriores al plan e impacto social esperado.
- Declaración de impactos ambientales, con carácter de declaración jurada del titular, en base a la cual la autoridad puede exigir la realización de un estudio de impacto ambiental.

- Prescripciones para la protección ambiental de los recursos naturales afectados.
- Sistema de monitoreo.
- Medidas de mitigación del impacto ambiental.
- Tratamiento de los residuos.
- Cartografía.

En cuanto al horizonte temporal, conceptualmente se reconoce que la recuperación de las consecuencias del manejo sobre los procesos ecológicos y el estado del bosque pueden demandar largos períodos de tiempo. Coherentemente, entonces, se establece que el horizonte de planificación debe ser plurianual, tal la expresión que se usa, para permitir la creación y regeneración del recurso manejado. Sin embargo, en algunas provincias se aceptan planes con un horizonte temporal de apenas dos años, lo cual cumple ciertamente con la plurianualidad exigida formalmente. Pero también, con claridad, contradice cualquier consideración de sustentabilidad que se quiera hacer en materia de manejo forestal apoyada en tan exiguo período de tiempo. Por último, en el sistema se reclama la presentación de planes operativos anuales, los cuales se definen de manera aproximada con las ideas del control operacional que ya se presentaron.

El último abordaje práctico que se repasará sumariamente es el adoptado por el Forest Stewardship Council o FSC, su acrónimo en inglés, una organización no gubernamental que sostiene uno de los dos esquemas de certificación forestal que operan globalmente. Sin entrar en demasiados detalles, la certificación forestal puede ser descripta como un mecanismo mediante el cual se contrastan las actividades y operaciones del manejo forestal efectivamente implementadas contra una especificación normativa del manejo forestal sustentable. La especificación normativa se detalla en una norma o estándar y siempre supone una definición explícita y concreta de lo que se considera el manejo forestal sustentable. El buen manejo forestal, el manejo forestal de calidad o el manejo ambientalmente apropiado, económicamente viable y socialmente benéfico de los bosques, son otras expresiones que también se usan para comunicar el modelo de manejo forestal promovido. En sí mismo, el mecanismo de la certificación involucra al responsable del manejo forestal de una unidad de manejo forestal concreta, en tanto implementador de la norma, y al certificador, una tercera parte independiente que se encarga de llevar adelante la contrastación y tomar la decisión final de cumplimiento o incumplimiento de la norma. Para completar esta descripción, podría considerarse como la segunda parte del mecanismo al órgano de normalización, es decir el que establece las normas. En el esquema de certificación voluntario del FSC, es la propia organización la que se ha reservado esa función. Todas las normas de manejo forestal que se usan en el esquema de certificación del FSC están compuestas por un único conjunto de Principios y Criterios que se han especificado en un documento público y que se consideran como aplicables a bosques de cualquier lugar del mundo. Luego, para completar una norma implementable y verificable en el terreno se deben especificar uno o más indicadores, con un alcance ecorregional más acotado, para cada uno de los criterios. El FSC publicó sus Principios y Criterios por primera vez 1994 y, luego de varias revisiones

parciales, la versión actual ha sido íntegramente revisada y aprobada en 2015 (Forest Stewardship Council, 2015).

En su primera versión de 1994 ya se incluyó la exigencia de escribir, implementar y mantener actualizado un plan de manejo como un principio, el siete. Luego, en el primer criterio de este principio se enumeraron los detalles o evidencias que el plan debía suministrar, mientras que en otro se demandaba la revisión periódica del mismo. Un repaso de su fraseología sugiere que fueron la fuente de inspiración para elaborar los contenidos mínimos de los planes de manejo forestal sostenible que el Consejo Federal de Medio Ambiente aprobó en 2014 y que se describieron un poco más arriba. Si cabe señalar una diferencia sustancial entre ambos enfoques: en el FSC es obligación poner a disposición del público un resumen del plan de manejo, el que debe incluir los elementos detallados en el primer criterio. La publicidad de los planes de la Ley, por su parte, está mucho más limitada. En su versión actual, el principio siete de los Principios y Criterios del FSC ahora se titula “Planificación del Manejo”, para enfatizar el proceso antes que la documentación, y la nueva especificación tiene una estructuración más coherente con esta idea. Considerando todos sus criterios, se cubre:

- el establecimiento de políticas, a las que se asocia con la visión y los valores en el sentido de la planificación estratégica, junto con los correspondientes objetivos;
- el desarrollo e implementación del plan de manejo en términos de recursos y medios para cumplir los objetivos;
- la adopción de metas verificables para evaluar el progreso y suceso en el cumplimiento de los objetivos;
- la actualización y revisión periódica de los planes con los resultados del monitoreo, explicitando una adhesión al manejo adaptativo; y
- la publicidad de sus acciones y el involucramiento de las partes interesadas.

Para permitir una implementación más flexible por parte de los responsables del manejo forestal, los elementos que anteriormente se detallaban como exigencias demostrables en el primer criterio se trasladaron a otro documento que tiene el carácter de «notas explicativas». Estas notas están pensadas para ecualizar la implementación de los requerimientos y su verificación objetiva durante las auditorías y, en sí mismas, no forman parte de la norma. En el caso de los planes de manejo, las notas explicativas recogen todos los elementos del primer criterio de la versión anterior, aunque expresados de otra manera, y se incluyen varios elementos más, en un orden que no parece reflejar importancias relativas:

- Descripción de los recursos naturales y los valores ambientales existentes.
- Descripción de los sistemas y prácticas de manejo, actuales y planeadas.
- Fundamentación y justificación de la selección de los recursos y servicios a utilizar.
- Fundamentación y justificación de la cosecha de los recursos naturales (volumenes y tasas).
- Planes de monitoreo del crecimiento y de estimación de los rendimientos de los recursos naturales.

- Sistema de monitoreo ambiental y biológico, implementados o planeados.
- Información a ser relevada en el sistema de monitoreo.
- Salvaguardas y medidas para gestionar los impactos sobre los valores ambientales.
- Estrategias, salvaguardas y medidas para gestionar los altos valores de conservación.
- Salvaguardas y medidas para las áreas de conservación de las muestras representativas de los ecosistemas nativos.
- Salvaguardas y medidas para gestionar cursos de agua y riberas y los elementos de conectividad del paisaje.
- Cartografía de toda la información espacialmente relevante.
- Descripción técnica de actividades de alto impacto, como la cosecha mecanizada o el procesamiento *in situ*.
- Información para justificar la viabilidad económica integral en el tiempo.
- Medidas para la diversificación de productos y servicios.
- Inversiones para mantener la viabilidad económica y la productividad de los ecosistemas, realizadas o planeadas.
- Referencias inequívocas a otros documentos en los que se apoya el plan.
- Relación entre actividades planeadas y objetivos de manejo explicitados.
- Determinación del balance de carbono, si la ley lo demanda.

También se incluyen, como novedad, varios elementos de la gestión social del plan de manejo:

- Descripción de la situación socioeconómica.
- Panorámica de las partes y actores afectados y/o interesados.
- Panorámica del gobierno local e instituciones para el desarrollo y sus programas.
- Análisis de las principales problemáticas sociales y ambientales y de los conflictos de la región que pueden verse impactados por el plan.
- Salvaguardas y medidas para gestionar los impactos sociales negativos.
- Relaciones entre las políticas y objetivos para la gestión de los beneficios sociales del plan y los programas y actividades relacionadas con derechos laborales, salud y seguridad ocupacional, equidad de género, pueblos indígenas, relaciones comunitarias, desarrollo social y económico local, acceso a la tierra, involucramiento de las partes interesadas y mecanismos de solución de disputas.
- Sistemas de monitoreo social, implementados o planeados.
- Referencias inequívocas a otros documentos en los que se apoya el plan.

En las notas explicativas también se hacen las consideraciones sobre los horizontes de planificación. Allí se sugiere que el énfasis debe estar puesto en el mediano y largo plazo, aunque se reconoce la necesidad de especificar planes de más corta duración, anuales u operacionales, para describir las acciones de manera detallada.

Las descripciones de los tres esquemas que se presentaron, el de Mutarelli (1963, 1964), el del Consejo Federal de Medio Ambiente (2014) y el del FSC (2015), permiten inferir una última consideración con respecto a los planes, en tanto son vehículos para comunicar las decisiones de manejo forestal. Desde el punto de vista de los usuarios de estos planes, debe remarcarse la dualidad entre los propios responsables del manejo forestal y los terceros. Enfocando la atención en estos últimos, se puede ver que los mismos van desde autoridades con competencia en el uso de las tierras forestales hasta las partes afectadas o interesadas, sean estas personas individuales u organizaciones. En tales circunstancias, la propia regulación que el responsable debe observar, sea esta emanada de autoridades gubernamentales competentes o de autoridades voluntariamente aceptadas como en la certificación forestal, es la que estipula los contenidos, el nivel de detalle y la publicidad que los planes deben explicitar. Y, en cualquier caso, estas autoridades requieren información para sustentar sus propias decisiones con respecto al manejo forestal, sea ésta la correspondiente autorización legal o la emisión del certificado de manejo forestal. Como ejemplo de esto se pueden tomar las especificaciones del Consejo Federal de Medio Ambiente y del FSC. Es obvio que no toda esta información será de gran utilidad práctica para el propio responsable y el esfuerzo de reunirla, compilarla y editarla para un tercero debe considerarse cuidadosamente. Si bien se debe reconocer que es un componente esencial para legitimar socialmente una actividad sometida al escrutinio público, por una parte, el esfuerzo implica un costo agregado al de las propias actividades y operaciones que debe ser necesariamente atendido, por otra parte. Lo que sería deseable es que, además, sea internalizado, económicamente hablando.

Como ya se dijo, el otro usuario obvio de un plan es el propio responsable del manejo forestal. De los tres esquemas presentados, tal vez la estructuración del plan de ordenación que propuso Mutarelli (1963, 1964) sea el que refleja mejor este destinatario del plan. Como observaron Bettinger *et al.* (2017), los planes deberían, en la mayoría de las circunstancias, ayudar al responsable a entender las consecuencias económicas, ecológicas y sociales de las actividades de manejo y permitirles entender las incertidumbres y riesgos asociados. Si se considera que este entendimiento está más relacionado con el análisis estratégico y, por ello, con el largo plazo, no debería ignorarse el punto de vista que coloca al propio responsable del plan de manejo, pero en el futuro, como un usuario especial o particular. Su particularidad emana de la propia responsabilidad de mantener la vigencia del plan de manejo forestal en el tiempo. Y por esta particularidad, debe ser especial y adecuadamente informado.

Referencias

- Allen, T. F. H. (2008). Hierarchy theory in ecology. En: S. E. Jørgensen y B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of ecology* (pp. 1852–1857). Academic Press.
- Belton, V. y Stewart, T. (2002). Multiple criteria decision analysis: an integrated approach. Springer US.

- Bertalanffy, L. (1950). An outline of general system theory. *The British Journal for the Philosophy of Science* 1(2): 134-165.
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P. y Grebner, D. L. (2017). *Forest management and planning* (Second edition). Academic Press.
- Bettinger, P. y Chung, W. (2004). The key literature of, and trends in, forest-level management planning in North America, 1950-2001. *International Forestry Review* 6(1): 40–50.
- Borges, J. G., Nordström, E.-M., Garcia Gonzalo, J., Hujala, T. y Trasobares, A (Eds.). (2014). *Computer-based tools for supporting forest management (Report)*. Department of Forest Resource Management, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Clutter, J. L., Fortson, J. C., Pienaar, L. V., Brister, G. H. y Bailey, R. L. (1983). *Timber management: a quantitative approach*. John Wiley & Sons.
- Constitución de la Nación Argentina. (1994). InfoLEG: <http://www.infoleg.gob.ar/>
- Davis, L. S., Johnson, K. N., Bettinger, P. y Howard, T. E. (2001). *Forest management—To sustain ecological, economic, and social values* (Fourth edition). Waveland Press, Inc.
- Forest Stewardship Council. (2015). *FSC principles and criteria for forest stewardship supplemented by explanatory notes and rationales*. FSC-STD-01-001 V5-0 D5-0 EN. Forest Stewardship Council A.C. Oaxaca, México.
- Gunn, E. A. (2005). *Sustainable forest management: control, adaptive management, hierarchical planning. Proceedings of the 2003 Symposium on systems analysis in forest resources*. General Technical Report PNW-GTR-656, USDA Forest Service.
- Hölzl, R. (2010). Historicizing Sustainability: German scientific forestry in the eighteenth and nineteenth centuries. *Science as Culture* 19(4): 431–460.
- IRAM-ISO. (2015a). *Sistemas de gestión de la calidad. Fundamentos y vocabulario* (Norma IRAM-ISO N.º 9000:2015). Instituto Argentino de Normalización y Certificación (IRAM).
- IRAM-ISO. (2015b). *Sistemas de gestión ambiental. Requisitos con orientación para su uso* (Norma IRAM-ISO N.º 14001:2015). Instituto Argentino de Normalización y Certificación (IRAM).
- Johnson, K. N. y Scheurman, H. L. (1977). *Techniques for prescribing optimal timber harvest and investment under different objectives—Discussion and synthesis*. *Forest Science* 23, Monograph 18. 6
- Kaya, A., Bettinger, P., Boston, K., Akbulut, R., Ucar, Z., Siry, J., Merry, K. Y Cieszewski, C. (2016). *Optimisation in forest management*. *Current Forestry Reports* 2(1): 1–17.
- Ley N.º 13.273. (1948). Congreso de la Nación Argentina. *Defensa, mejoramiento y ampliación de bosques*. InfoLEG: <http://www.infoleg.gob.ar/>
- Ley N.º 25.675. (2002). Congreso de la Nación Argentina. *Política ambiental nacional*. InfoLEG: <http://www.infoleg.gob.ar/>
- Ley N.º 26.331. (2007). Congreso de la Nación Argentina. *Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos*. InfoLEG: <http://www.infoleg.gob.ar/>
- Martinelli, D. P. (2001). *Systems hierarchies and management*. *Systems Research and Behavioral Science* 18: 69-82.

- Moen, R. y Norman, C. (2009). Evolution of the PDCA cycle. *Proceedings of the 7th ANQ Congress*. Asian Network for Quality.
- Mutarelli, E. J. (1963). La ordenación de bosques. Su aplicación en Argentina. Primera, segunda, tercera y cuarta parte. *Revista Forestal Argentina* VII(1): 12-17, VII(2): 48-55, VII(3): 75-82, VII(4): 115-122.
- Mutarelli, E. J. (1964). La ordenación de bosques. Su aplicación en Argentina. Quinta parte y sexta parte final. *Revista Forestal Argentina* VIII(1): 15-21, VIII(2): 48-54.
- Resolución N.º 277. (2014). Consejo Federal de Medio Ambiente, Argentina. Reglamento de procedimientos generales Ley N.º 26.331 - Contenidos mínimos de planes de manejo y conservación y distribución del fondo nacional para el enriquecimiento y conservación de los bosques nativos.
- Segura, M., Ray, D. y Maroto, C. (2014). Decision support systems for forest management: a comparative analysis and assessment. *Computers and Electronics in Agriculture* 101: 55–67.
- Simon, H. A. (1960). *The new science of management decision*. Harper & Brothers Publishers.
- Simon, H. A. (1962). The architecture of complexity. *Proceedings of the American Philosophical Society* 106(6): 467-482.
- Wu, J. (2013). Hierarchy Theory: An overview. En: R. Rozzi, S. T. A. Pickett, C. Palmer, J. J. Armesto J. Baird Callicott (Eds.), *Linking ecology and ethics for a changing world* (pp. 281–301). Springer.

Apéndice. Un ejercicio de planificación en un caso situado

Introducción

En esta propuesta, el caso refiere a una descripción explícita de una situación que realmente deben enfrentar las y los profesionales forestales. Las situaciones que enfrentan, y que son de interés para configurar este caso, pueden describirse como aquellas que proponen un problema que debe ser solucionado, o también como aquellas que pueden sintetizarse en una decisión que debe ser tomada, a menudo como un dilema que debe ser resuelto. Aquí no se hará ningún esfuerzo por considerar estos tipos de situaciones como mutuamente excluyentes, pero sí se intentará que el caso sea lo más realista que sea posible.

Como se sabe, los problemas que se presentan en la realidad suelen manifestarse de manera equívoca, como reflejo de las múltiples ambigüedades involucradas:

- No siempre es sencillo identificar al responsable de la decisión o bien el responsable no es una persona física sino ideal como una organización, una empresa o la propia sociedad.
- Los problemas suelen tener más de un objetivo relevante y los mismos pueden ser contradictorios entre sí.
- Las escalas de valores que permiten calificar a las soluciones como mejores o peores no resultan obvias.
- Los recursos disponibles normalmente no son suficientes y su propia disponibilidad puede no estar asegurada o estar sujeta a variación.
- Identificar otras restricciones que deben considerarse no resultará sencillo en todos los casos.
- El acceso a la información y la disponibilidad de los modelos predictivos de todo tipo que se necesitan no está garantizada.

Esta enumeración, que es inespecífica y no pretende ser exhaustiva, en el caso de un problema de manejo forestal debe incluir los efectos del largo plazo que caracterizan a esta actividad humana, principalmente por la incertidumbre asociada y que se acrecienta con el paso del tiempo. Los problemas contemporáneos del manejo forestal son ejemplos de este tipo de situaciones y, como tales, resultan apropiados para estructurar un caso para su estudio y solución por parte de estudiantes que están desarrollando competencias ligadas con el campo del ejercicio profesional. El caso propuesto es una representación realista, aunque con la complejidad deliberadamente estilizada, para semejar un típico problema de la práctica profesional. El propósito es que las y los estudiantes, trabajando en pequeños grupos, desarrollen, a lo largo de todo el curso de la asignatura y a medida que se van abordando y

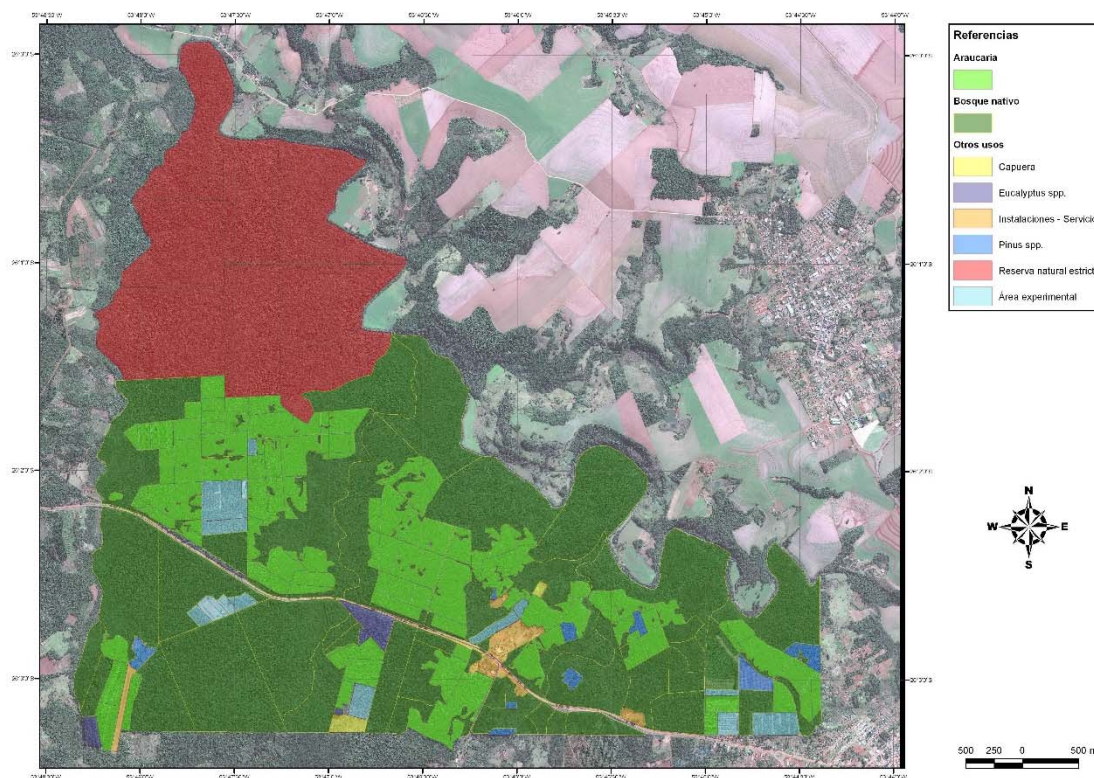
completando unidades temáticas conceptuales, un ejercicio de planificación. La actividad propuesta está inspirada en el *aprendizaje basado en problemas* y en el *estudio de casos*, que aquí permitirán ejercitar, antes de la graduación, la competencia profesional de la ingeniería forestal vinculada con la *certificación de los planes de manejo forestal* que exige el marco normativo argentino. El caso propiamente dicho se presenta a continuación.

Plan de manejo forestal para compatibilizar a largo plazo la conservación de la biodiversidad y el rendimiento sostenido en una unidad de manejo forestal de Misiones

Contexto

Las autoridades responsables del Campo Anexo Manuel Belgrano del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) han tomado la decisión de elaborar un plan de manejo forestal. Para ello analizarán tres escenarios diferentes, combinando objetivos de producción y conservación y valorando los posibles servicios ecosistémicos.

Este patrimonio del INTA está constituido por un predio de ca. 1.875 ha de tierras en el noroeste de la provincia de Misiones, de las cuales unas 450 ha se encuentran forestadas con *Araucaria angustifolia* (pino Paraná) y alrededor de 1.000 ha presentan bosques secundarios o *capueras* de 5 años de antigüedad. Estas tierras han sido clasificadas como tierras aptas para el cambio de uso del suelo (áreas verdes, de acuerdo con la clasificación establecida por la Ley N°. 26.331) y, por ende, aptas para forestación. Sin embargo, no se analizará esta posibilidad en ninguno de los tres escenarios propuestos. Las aproximadamente 425 ha restantes corresponden a tierras con bosques nativos que han sido clasificadas como de mediano valor de conservación y aptas para el aprovechamiento sostenible (áreas amarillas, de acuerdo con la clasificación legal citada). En la figura A.1 se puede observar la distribución de estos diferentes usos del suelo en el predio del Campo Anexo Manuel Belgrano.

Figura A.1*Mapa de usos del suelo del Campo Anexo Manuel Belgrano*

Las 450 ha plantadas con *A. angustifolia* están compuestas por 34 rodales y sus atributos relevantes han sido detallados en la tabla A.1. Para proyectar las existencias futuras de estos rodales iniciales se empleará una resolución temporal quinquenal y se considerará un crecimiento relativo anual del 3% del volumen total, hasta un valor asintótico de $625 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ que, luego de alcanzado, se asumirá mantienen constante hasta su eventual cosecha.

En caso de ser necesario proyectar parámetros dasométricos para rodales plantados durante el plan, en el simulador PlaForNEA (Keller *et al.*, 2017) se debe configurar el índice de sitio en 20 ($IS = 20$) y se pueden usar valores promedios, preferentemente ponderados, para las variables predictoras (área basal o número de árboles por unidad de área). Para este propósito, también se recomienda crear un archivo del *proyecto* que almacene las configuraciones relevantes, tal como lo recomienda el propio simulador.

Tabla A.1

*Nómina de los 34 rodales plantados con *A. angustifolia* que conforman la unidad de manejo forestal del Campo Anexo Manuel Belgrano y sus principales atributos descriptivos*

Rodal	Distancia más corta al bosque nativo		Superficie (ha)	Edad (años)	Densidad (árboles/ha)	Área basal (m ² /ha)	Volumen actual (m ³ /ha)
	(m)						
26-A	122		12,5	12	200	16	86
07-B	152		18,6	13	640	26,5	199,5
08-K	59		9,5	13	840	22	231,7
15-H	76		11,5	13	580	17,1	188,1
26-A-III	75		20,2	13	200	15	103,4
08-B	143		7,9	15	720	30,8	272,7
26-A-II	178		12,5	15	200	17	140,4
14-A	250		6,5	16	220	18	166,8
14-B	600		7,8	16	240	18	173,7
14-B-2	480		8,9	16	240	18	173,7
14-C	289		7,6	16	90	12	117,2
15-A	149		22,5	16	100	12	121,7
15-D	109		15,2	16	80	12	112,6
15-E	250		10,5	16	90	12	117,2
15-F	350		13,3	16	170	17	148,7
15-J	341		18,8	16	320	20	199,7
25-B	222		17,2	16	120	13	129,3
01-D	289		7,4	21	220	11,2	266,9
01-A	593		25,5	23	210	18,7	299,9
13-C	393		5,1	25	460	21	432,8
04-B	541		9,9	29	820	30	535,4
13-II	187		8,6	29	151	28	465,4
03-B	59		10,6	33	230	33	463,1
13-I	93		6,9	33	151	28	420,4
25-A	139		7,3	33	170	30	432
26-A-1	193		20,5	33	229	32	462,6
08-F	55		25,5	34	160	29	438,3
13-A	271		15,6	35	140	22	437,5
13-E	539		8,3	36	151	24	442,9
02-A	426		15,9	49	230	37	579,9
01-B	442		12,8	51	160	30	570,5
12-A	451		14,3	57	210	38,6	601,3
12-B	611		28,8	60	240	36,3	610,2

Rodal	Distancia más corta al bosque nativo (m)		Superficie (ha)	Edad (años)	Densidad (árboles/ha)	Área basal (m ² /ha)	Volumen actual (m ³ /ha)
13-III	301		5,8	61	151	29	601,6

Objetivo

El objetivo estipulado para la unidad de manejo forestal es la producción sostenida de madera comercial, principalmente con destino al aserrado. Además, se deben considerar objetivos de conservación, evaluando distintas alternativas de articulación entre ambos objetivos.

Escenarios posibles

- Se propone manejar todos los rodales de *A. angustifolia* con un objetivo productivo. Las reglas de corta y acciones para llevar adelante este escenario son las siguientes:
 - Se cosecha un volumen de madera constante por período. La opción más sencilla es contabilizar para la conformación de este volumen sólo los aportes de las cortas finales. Si se quiere una versión más realista, pero más compleja desde el punto de vista de los cálculos, también se deberían computar los volúmenes de los eventuales raleos que se prescriban y realicen.
 - Todos los rodales existentes al inicio del plan se dejan crecer con la tasa del 3% anual y sin intervenciones intermedias hasta que son cosechados.
 - Se cosechan los rodales más viejos primero.
 - Los rodales deben tener al menos 10 años de edad para ser cosechados.
 - Se replanta inmediatamente toda superficie que se haya cosechado.
 - Todos los rodales creados durante el plan se manejan con el *régimen silvícola* 1.
- Se propone manejar todos los rodales de *A. angustifolia* con un objetivo de conservación. Las reglas de corta y acciones para llevar adelante este escenario son las siguientes:
 - Se cosecha un volumen de madera constante por período. La opción más sencilla es contabilizar para la conformación de este volumen sólo los aportes de las cortas finales. Si se quiere una versión más realista, pero más compleja desde el punto de vista de los cálculos, también se deberían computar los volúmenes de los eventuales raleos que se prescriban y realicen.
 - Todos los rodales existentes al inicio del plan se dejan crecer con la tasa del 3% anual y sin intervenciones intermedias hasta que son cosechados.
 - Se cosechan los rodales más viejos primero.
 - Los rodales deben tener al menos 10 años de edad para ser cosechados.

- e. Se replanta inmediatamente toda superficie que se haya cosechado.
 - f. Todos los rodales creados durante el plan se manejan con el *régimen silvícola 2*.
3. Se propone manejar todos los rodales de *A. angustifolia* con objetivos tanto productivos como de conservación. Las reglas de corta y acciones para llevar adelante este escenario son las siguientes:
- a. Se cosecha un volumen de madera constante por período. La opción más sencilla es contabilizar para la conformación de este volumen sólo los aportes de las cortas finales. Si se quiere una versión más realista, pero más compleja desde el punto de vista de los cálculos, también se deberían computar los volúmenes de los eventuales raleos que se prescriban y realicen.
 - b. Todos los rodales existentes al inicio del plan se dejan crecer con la tasa del 3% anual y sin intervenciones intermedias hasta que son cosechados.
 - c. Se cosechan los rodales más viejos primero.
 - d. Los rodales deben tener al menos 10 años de edad para ser cosechados.
 - e. Se replanta inmediatamente toda superficie que se haya cosechado.
 - f. El 20% del área plantada con *A. angustifolia* se destinará a la conservación y se constituirá con rodales existentes al inicio del plan que se manejarán con el *régimen silvícola 3*.
 - g. Para la selección de los rodales destinados a la conservación deberá tenerse en cuenta su contribución a la biodiversidad.
 - h. El 80% del área plantada restante se destinará a la producción y allí se crearán rodales durante el plan, los cuales se manejarán con el *régimen silvícola 1*.

Planificación silvícola

Para la planificación silvicultural se asume como resuelta la etapa de elección de la especie y se suponen conocidas las técnicas de producción de plantines y su plantación. En consecuencia, los *regímenes silvícolas* describirán los sistemas silviculturales, incluyendo los tratamientos intermedios, como así también los atributos dasométricos que describen la estructura deseada como resultado del manejo de la densidad. Los criterios de cortabilidad vendrán dictados por las políticas de cosecha que se hayan establecido en los tres escenarios. Se definen los siguientes regímenes silvícolas:

1. Régimen silvícola para rodales de producción. Estas áreas estarán conformadas por rodales que serán repoblados mediante plantación luego de realizada la tala rasa. Para el manejo de estos rodales se plantea un régimen silvícola de plantación con una densidad inicial de 1.000 árboles.ha⁻¹ y preparación convencional del terreno con desmonte o limpieza de la capuera desarrollada bajo el dosel de araucarias. Como cortas intermedias se plantean tres raleos para evitar intervenciones fuertes, particularmente durante los primeros 15 años. Se propone un primer raleo a los 7 años, un segundo raleo a los 15 años y un tercero a los 25

años, realizando la corta final a los 35 años de edad. La tabla A.2 sintetiza las variables dasométricas de este régimen, determinadas con el simulador PlaForNEA.

Tabla A.2

Variables dasométricas del régimen silvícola 1, para rodales de producción

Tratamiento	Edad (años)	Densidad (árboles.ha ⁻¹)	Árboles cortados (árboles.ha ⁻¹)	Volumen cortado	
				Total (m ³ .ha ⁻¹)	En árboles > 20 cm (m ³ .ha ⁻¹)
Plantación		1.000			
Primer raleo	7	700	300	20,4	0
Segundo raleo	15	387	313	116,7	25,2
Tercer raleo	25	179	208	216,1	202,9
Corta Final	35	178	178	464,8	458,1
Producción total				818,0	686,2

2. Régimen silvícola para rodales de conservación. La silvicultura propuesta para los rodales con objetivos de conservación, particularmente la valoración de la diversidad de especies forestales nativas como servicio ecosistémico de las plantaciones, consiste en un menor número de raleos, pero de mayor intensidad, además de un turno extendido para favorecer la instalación de la regeneración de árboles nativos. Además, a la edad de 50 años se implementarán retenciones agregadas de 2.500 m² (unos 25 árboles/agregado), con una distribución de un agregado por hectárea. El resto de la superficie del rodal se replantará según las pautas del régimen silvícola 1, ajustando proporcionalmente las estimaciones dasométricas por unidad de área. La tabla A.3 sintetiza las variables dasométricas de este régimen, determinadas con el simulador PlaForNEA.

Tabla A.3

Variables dasométricas del régimen silvícola 2, para rodales de conservación

Tratamiento	Edad (años)	Densidad (árboles.ha ⁻¹)	Árboles cortados (árboles.ha ⁻¹)	Volumen cortado	
				Total (m ³ .ha ⁻¹)	En árboles > 20 cm (m ³ .ha ⁻¹)
Plantación		1.000			
Primer raleo	7	700	300	20,4	0
Segundo raleo	20	179	521	290,4	285,2
Corta Final	50	177	152	485,9	485,9
Retención	> 50	(25)		(84,9)	

Producción total	876,2	738,9
-------------------------	--------------	--------------

3. Régimen silvícola sin intervenciones para rodales de conservación. Para estos casos la decisión silvícola es no intervenir los rodales, dejando el desarrollo librado a la dinámica natural de crecimiento y mortalidad de las araucarias, como así también a la instalación de la regeneración natural de especies nativas.

Contribución de los rodales a la biodiversidad

Los rodales de pino Paraná plantados serán clasificados según sus condiciones para favorecer la presencia e instalación de la regeneración de especies forestales nativas. Las variables que se tendrán en cuenta para estimar esta incidencia serán la edad del rodal, su densidad, concretamente el área basal de pino Paraná, pudiéndose emplear una medida promedio, preferentemente ponderada, de todos los rodales de la clase de edad, y la distancia más corta a remanentes o fragmentos de bosque nativo, pudiéndose también emplear una medida promedio, preferentemente ponderada, de todos los rodales de la clase de edad. Según estos atributos, cada rodal se clasificará en alguna de las cuatro clases identificadas con números romanos que se detallan en la tabla A.4, en la que I corresponderá a la máxima contribución a la diversidad biológica y IV la mínima contribución.

Tabla A.4

*Clases de contribución a la diversidad biológica de rodales plantados de *A. angustifolia* en función de tres atributos del rodal.*

	E < 20		20 ≤ E ≤ 45		E > 45	
	D < 200	D ≥ 200	D < 200	D ≥ 200	D < 200	D ≥ 200
AB < 15	II	III	I	II	I	I
15 ≤ AB ≤ 25	III	IV	II	III	I	II
AB > 25	IV	IV	III	IV	II	III

Nota. **E** es la edad del rodal (en años), **AB** es el área basal del rodal (en m².ha⁻¹) y **D** es la distancia (en m) más corta entre el rodal y un remanente o fragmento de bosque nativo.

Consignas para elaborar el plan de manejo forestal

Considerando toda la información anterior como un mínimo absoluto que puede ser ampliado, cada grupo conformado desarrollará un *plan de manejo forestal* completo para uno de los tres

escenarios descriptos, el cual será asignado por el plantel docente. El plan de manejo forestal se volcará en un documento de texto que debe concebirse como la forma de comunicar la planificación hecha por el grupo a los responsables de tomar las decisiones, en tanto autoridades del Campo Anexo Manuel Belgrano.

Para la organización en tiempo y espacio de las actividades que constituyen el plan de manejo forestal, y para elaborar el documento que las describe, se sugiere considerar los siguientes aspectos y contenidos mínimos:

- Ubicación geográfica, medio físico, natural y socioeconómico
- Factores de la producción más relevantes para la silvicultura
- Horizonte de planificación (80 años)
- Períodos de tiempo y clases de edad (5 años)
- Niveles de cosecha
- Estrategias de conversión
- Divisiones dasocráticas
- Determinación y caracterización de las cortas
- Evaluación económica del plan de manejo
- Plan especial de cortas para los primeros cinco o diez años
- Evaluación de impacto ambiental del plan de manejo
- Bibliografía

Cada grupo debe volcar progresivamente su producción para conformar el Plan de Manejo Forestal en un documento colaborativo, el cual será creado por el plantel docente y configurado para que cualquier integrante del grupo pueda editar. En el cronograma de actividades del curso se programarán varios encuentros presenciales en los que se podrá discutir e interactuar con el plantel docente acerca de los avances en la implementación o tratamiento, en el caso específico asignado, de los temas ya abordados en el curso.

Al final del curso, en el último encuentro presencial, cada grupo hará una presentación del trabajo realizado para sus compañeras y compañeros y para el plantel docente del curso. La presentación oral podrá extenderse hasta tres cuartos de hora y debe estar apoyada en una presentación. En este último encuentro presencial se hará una valoración crítica de las producciones y se discutirán todos los aspectos que propongan, tanto estudiantes como docentes. Se espera que este encuentro provea una última retroalimentación para el trabajo realizado y que sea aprovechada por todos los grupos para mejorar sus respectivos planes de manejo forestal, al editar una versión final del mismo que deberá entregarse dos semanas después de completado el curso.

Referencias

Keller, A. E.; Crechi, E. H.; Fassola, H. E.; Colcombet, L.; Barth, S. R.; Winck, R. A. y Di Rienzo, J. (2017). PlaForNEA. Plataforma de gestión forestal. INTA, EEA Montecarlo. <http://www.plafornea.com.ar>

Coordinadora y coordinadores

Burns, Sarah

Ingeniera Forestal, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata (FCAyF-UNLP). Ph.D. in Forest Sciences and Forest Ecology, Georg-August-Universität Göttingen, Alemania. Jefa de Trabajos Prácticos del curso de Manejo Forestal, carrera de Ingeniería Forestal, FCAyF-UNLP. Integrante del Comité Académico de la Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP. Docente Responsable del curso de Política y Legislación Forestal, Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP.

Goya, Juan

Ingeniero Forestal, FCAyF-UNLP. Profesor Titular del curso de Silvicultura y Profesor Adjunto del curso de Manejo Forestal, carrera de Ingeniería Forestal, FCAyF-UNLP. Integrante del Comité Académico de la Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP. Docente Responsable del curso de Silvicultura de Bosques Nativos y Plantaciones, Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP.

Yapura, Pablo

Ingeniero Forestal, FCAyF-UNLP. Profesor Titular de los cursos de Manejo Forestal e Introducción a la Investigación de Operaciones, carrera de Ingeniería Forestal, FCAyF-UNLP. Integrante del Comité Académico de la Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP. Docente Responsable de los cursos Manejo Forestal Cuantitativo, La Práctica del Manejo Forestal Sustentable e Investigación Operativa para la Gestión de Recursos Naturales, Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP.

Autoras y autores

Acciaresi, Gustavo

Ingeniero Forestal, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata (FCAyF-UNLP). Profesor Adjunto de los cursos Introducción a la Administración y Gestión de Costos y Presupuestos para PyMES Forestales, carrera de Ingeniería Forestal, FCAyF-UNLP. Docente Responsable del curso de Formulación, Evaluación y Control de Proyectos Forestales, Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP.

Arturi, Marcelo

Licenciado en Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (FCNyM-UNLP). Doctor en Ciencias Naturales, FCNyM-UNLP. Profesor Titular del curso

de Biometría Forestal, carrera de Ingeniería Forestal, FCAyF-UNLP. Integrante del Comité Académica de la Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP. Docente Responsable del curso de Inventario de Recursos Forestales y Biodiversidad, Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP.

Denegri, Gerardo

Ingeniero Forestal, FCAyF-UNLP. Magíster en Economía del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Facultad de Economía, Universidad de Los Andes, Colombia. Profesor Titular del curso de Economía y Legislación Forestal, carrera de Ingeniería Forestal, FCAyF-UNLP. Director de la Maestría en Gestión Forestal e Integrante del Comité Académico de la Maestría en Economía Agroalimentaria, FCAyF-UNLP. Docente Responsable de los cursos: Modelos Matemáticos y Estadísticos Aplicados de la Maestría en Economía Agroalimentaria; Modelización Matemática de Sistemas Ambientales y Cuencas Hidrográficas de la Maestría en Manejo de Cuencas Hidrográficas; y Formulación y Evaluación de Proyectos de la Maestría en Gestión Forestal, FCAyF-UNLP.

García, Rocío

Ingeniera Forestal, FCAyF-UNLP. Becaria doctoral Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y estudiante de Doctorado de la FCAyF-UNLP. Lugar de trabajo: Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), CONICET-Universidad Nacional de Río Negro (UNRN). Trabajos de investigación en análisis político-institucional de recursos forestales, indicadores de sustentabilidad en el manejo forestal y evaluación de la dinámica de usos de suelo dentro de áreas protegidas en la Patagonia Argentina. Graduada adscripta en la materia Planificación y Gestión de Recursos Naturales, UNRN. Consejera titular del IRNAD por los becarios y miembro del grupo de investigación de Gobernanza Forestal Internacional y Multilateralismo (TU Dresden) y de la Red de Jóvenes en Montaña de FAO. Embajadora en difusión digital 2024 del Foro Global de Paisajes.

Mijailoff, Julián

Ingeniero Forestal, FCAyF-UNLP. En la actualidad se desempeña como estudiante de doctorado, con beca del CONICET en el Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), FCAyF-FCNyM-UNLP. Sus tareas doctorales involucran el estudio de las políticas forestales que regulan y afectan la conservación y manejo de los bosques, la promoción de las plantaciones forestales y el desarrollo de bioeconomías de base forestal.

Plaza Behr, Maia

Ingeniera Forestal, FCAyF-UNLP. Becaria doctoral CONICET con lugar de trabajo en el Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán (IER-UNT-CONICET). En la UNLP participó en proyectos de extensión para la valoración de especies arbóreas nativas y en proyectos de investigación de manejo y políticas forestales. En el IER participa en un proyecto

que estudia los riesgos hídricos en Tucumán y en otro que estudia los procesos ecológicos del NOA desde la perspectiva del Antropoceno. Su proyecto doctoral recibió en 2023 el reconocimiento Y-TEC por los aportes a la producción de conocimiento científico y tecnológico. Ha publicado trabajos sobre rehabilitación en bosques nativos degradados sobre los tipos de productores forestales de eucalipto del NEA. Integra el grupo CienciaFem que promueve la investigación en ecología con perspectiva de género.

Serra, Carolina

Ingeniera Forestal, FCAyF-UNLP. En la actualidad se desempeña como Asesora Técnica de la Dirección de Bosques Nativos, Subsecretaría de Ambiente de Nación, en el área de evaluación de planes, ordenamiento territorial de bosques nativos y CITES. Fue becaria doctoral del CONICET y estudiante de Doctorado de la FCAyF-UNLP, estudiando la estructura socioeconómica de los productores forestales en Misiones y la provisión de servicios ecosistémicos. Lugar de trabajo: LISEA, FACyF-FCNyM-UNLP.

Burns, Sarah

El problema del manejo forestal sustentable / Sarah Burns ; Juan Goya ; Pablo Yapura ;
Coordinación general de Sarah Burns ; Juan Goya ; Pablo Yapura. - 1a ed. - La Plata :
EDULP, 2026.

Libro digital, - (Libros de cátedra)

Archivo

ISBN 978-631-6568-82-3

1. Ecología. 2. Política. 3. Economía. I. Burns, Sarah, coord. II. Goya, Juan, coord. III.
Yapura, Pablo , coord. IV. Título.
CDD 340

Diseño de tapa: Dirección de Comunicación Visual de la UNLP

Universidad Nacional de La Plata – Editorial de la Universidad de La Plata

48 N.º 551-599 / La Plata B1900AMX / Buenos Aires, Argentina

+54 221 644 7150

edulp.editorial@gmail.com

www.editorial.unlp.edu.ar

EduLP integra la Red de Editoriales Universitarias Nacionales (REUN)

Primera edición, 2026

ISBN 978-631-6568-82-3

© 2026 - EduLP

n
naturales


EDITORIAL DE LA UNLP



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA