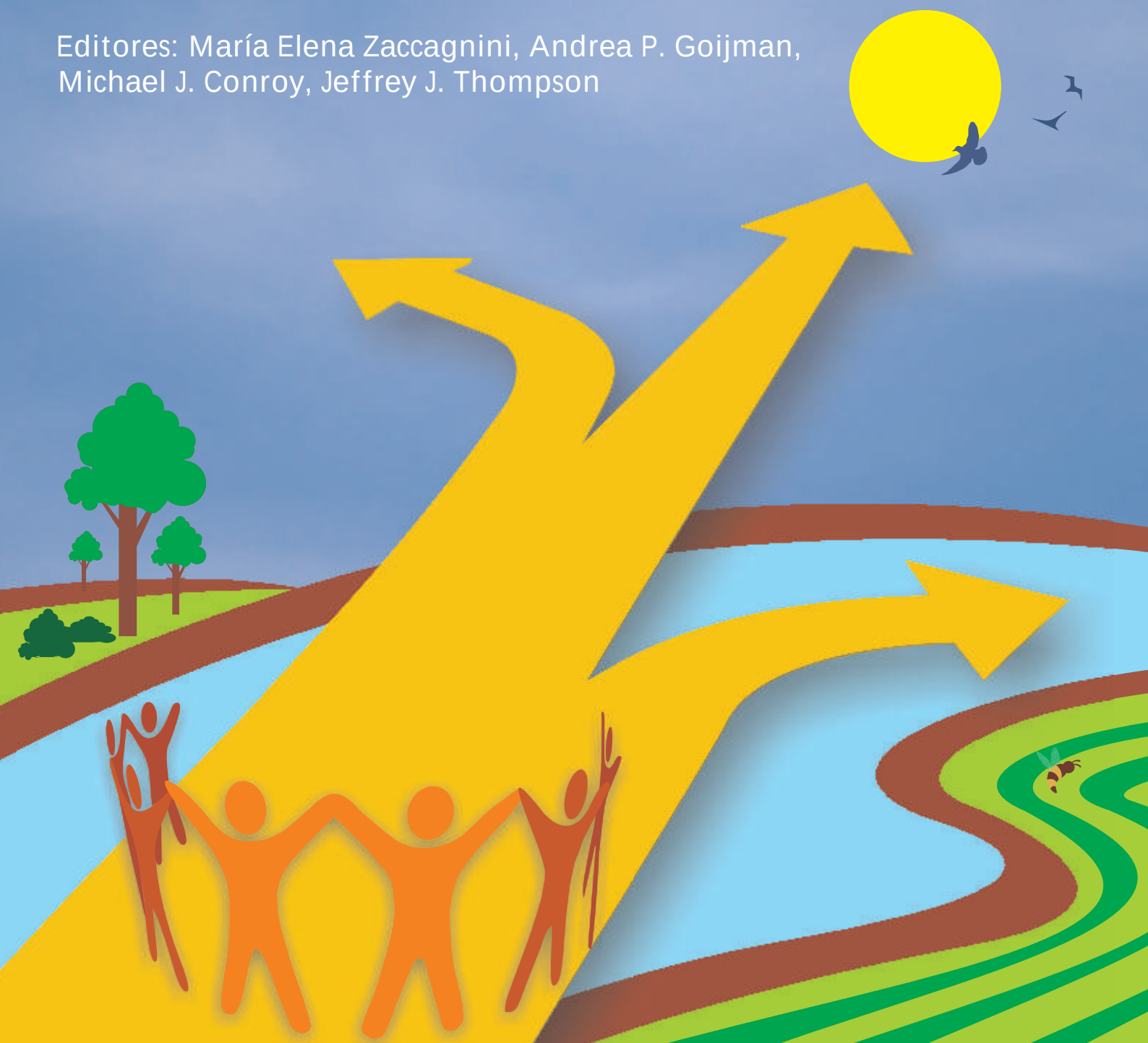


Toma de decisiones estructuradas para el manejo adaptativo de recursos naturales y problemas ambientales en ecosistemas productivos

Conceptos, metodologías y estudios de casos en Argentina

Editores: María Elena Zaccagnini, Andrea P. Goijman,
Michael J. Conroy, Jeffrey J. Thompson



Toma de decisiones estructuradas para el manejo adaptativo de recursos naturales y problemas ambientales en ecosistemas productivos : conceptos, metodologías y estudios de casos en Argentina . / editor literario María Elena Zaccagnini ... [et.al.] – 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Ediciones INTA, 2014.
170 p. : il. ; 29x21 cm.

ISBN 978-987-521-580-1

1. Toma de Decisiones . 2. Biodiversidad . 3. Gestión Ambiental . 4. Recursos Naturales . 5. Manejo. 6. Agricultura. 6. Valores . 7. Manejo Adaptativo. 9. Producción. II. Zaccagnini, María Elena, ed. lit

CDD 577

Fecha de catalogación: 01/12/2014

Toma de decisiones estructuradas para el manejo adaptativo de recursos naturales y problemas ambientales en ecosistemas productivos

Conceptos, metodologías y estudios de casos en Argentina

Editores: María Elena Zaccagnini, Andrea P. Goijman, Michael J. Conroy, Jeffrey J. Thompson

AUTORES

Jaime Bernardos

Lic. en Recursos Naturales, Mg. Sc. Investigador en Manejo de Vida Silvestre, Estación Experimental Agropecuaria Anguil, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

Michael J. Conroy

Profesor, PhD, Facultad de Silvicultura y Recursos Naturales, Universidad de Georgia, Estados Unidos.

Andrea P. Goijman

Bióloga, PhD, Facultad de Silvicultura y Recursos Naturales, Universidad de Georgia, Estados Unidos.
Actual: Investigadora en Biodiversidad, Ecología y Gestión Ambiental en Agroecosistemas.
Instituto de Recursos Biológicos, Centro Investigación en Recursos Naturales, del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

Angela M. Romito

Bióloga, PhD. Facultad de Silvicultura y Recursos Naturales, Universidad de Georgia, Estados Unidos.
Actual: Fish and Wildlife Biologist, United States Fish and Wildlife Service, Department of the Interior, Estados Unidos.

Verónica Rusch

Ing. Agr. Investigadora en Biodiversidad y Manejo de Bosques, Estación Experimental Agropecuaria San Carlos de Bariloche, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

Jeffrey J. Thompson

PhD, Investigador Asociado en Manejo de Vida Silvestre, fundación Guyra Paraguay, Paraguay.

María Elena Zaccagnini

Profesora Ciencias Biológicas, Mg.Sc. Manejo de Vida Silvestre. Investigadora en Biodiversidad, Ecología y Gestión Ambiental en Agroecosistemas, Instituto de Recursos Biológicos, Centro Investigación en Recursos Naturales, del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.

INDICE

Prólogo I

Roberto Bocchetto

Prólogo II

José Paruelo

Prefacio

María Elena Zaccagnini

Agradecimientos

Capítulo 1.

La toma de decisiones estructuradas y el manejo adaptativo en la resolución de problemas ambientales en ecosistemas productivos.

María Elena Zaccagnini y Andrea P. Gojman

El rol de las decisiones en el manejo ambiental

La toma de decisiones estructuradas

Manejo adaptativo de recursos naturales o problemas ambientales

El valor de la información en el proceso de TDE y MAR

Incertidumbre en la toma de decisiones

Principales componentes del proceso TDE y MAR

Etapas para la implementación del proceso TDE y MAR

Aclaraciones acerca de qué no es el manejo adaptativo de recursos.

Bibliografía

PARTE I

Conceptos, modelos y herramientas

Capítulo 2

Desarrollo del enfoque para la toma de decisiones estructuradas (TDE).

Michael J. Conroy

Desarrollo del planteamiento de un problema

Enfoques generales para la toma de decisiones óptimas

Predicción del impacto de las decisiones y toma de decisiones bajo incertidumbre

Manejo de la incertidumbre en la toma de decisiones

Desarrollo de objetivos

Objetivos fundamentales y medios

Competencia y/o contradicciones entre objetivos

Desarrollo y análisis de decisiones alternativas

Construcción de una tabla de consecuencias

Selección de las decisiones óptimas

Literatura citada

Capítulo 3

Construcción de modelos de influencia de las decisiones

Michael J. Conroy

¿Qué es un modelo?

Conceptos introductorios sobre probabilidad y estadística

Criterios básicos aplicables a la influencia de modelos de decisión

Ideas más avanzadas

Resumen

Capítulo 4

Incorporación del monitoreo en la toma de decisiones y el manejo adaptativo

Jeffrey J. Thompson

Aspectos importantes a tener en cuenta en el diseño del monitoreo

para la toma de decisiones

Múltiples modelos que compiten

Toma de decisiones secuenciales

Monitoreo del sistema de respuesta al manejo

Incorporación del conocimiento a través del monitoreo

Manejo adaptativo (MAR)

El valor de la información

Manejo Adaptativo Pasivo vs. Activo

Resumen

Bibliografía

Capítulo 5

Integración de técnicas de economía ambiental en el marco de toma de decisiones

Angela M. Romito y Andrea P. Goijman

Tipos de valores y técnicas de valoración

Técnicas de valoración basadas en el mercado

Técnicas de valoración no basadas en el mercado (no-mercado)

Transferencia de beneficios

Resumen

Referencias

PARTE II

Aplicaciones de TDE y MAR a la resolución de problemas de manejo y conservación

Capítulo 6

Estudio de caso.

Manejo de bosques de lenga *Nothofagus pumilio* en el noreste de la Patagonia

Verónica Rusch y Jeffrey J. Thompson

Capítulo 7

Estudio de caso.

Toma de decisiones estructuradas y manejo adaptativo para mitigar la pérdida en cultivos de girasol por la paloma torcaza en La Pampa, Argentina

Jaime N. Bernardos y Jeffrey J. Thompson

Capítulo 8

Estudio de caso.

Toma de decisiones de conservación en agroecosistemas integrando la diversidad de aves con los valores de productores agropecuarios en Entre Ríos

Andrea P. Goijman, Michael Conroy y María Elena Zaccagnini

Epílogo

Ernesto Vigliuzzo

Apéndice 1.

Glosario de términos

Apéndice 2.

Software y herramientas para TDE y MAR

Software

Cursos y talleres

Bibliografía sugerida

Prólogo I

Corresponde insertar este documento en el contexto histórico donde el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) hizo un importante esfuerzo para fortalecer la visión y crear nuevos instrumentos de intervención en el área ambiental. Ese proceso se remonta al año 2003, en que el INTA, fortalecido política e institucionalmente, legitimó como una de sus áreas estratégicas la gestión ambiental y como ámbito de intervención el estudio y acción sobre las ecorregiones, en el marco del Plan Estratégico Institucional 2005-2015: “el INTA que queremos”. Esta iniciativa redundó en la formación de capacidades y cooperación técnica a nivel nacional e internacional, que afianzaron las bases para generar conocimientos como los contenidos en este trabajo. Es decir fue una decisión de política institucional. Considero que ahí se insertan las raíces técnicas de este libro. Será entonces en el contexto político-institucional que enmarcaré este prólogo. No me dedicaré a analizar cómo la obra se llevó a cabo, sino a vislumbrar cómo logramos obtener una mayor utilidad para la sociedad.

El presente libro tiene la virtud de avanzar conceptual y metodológicamente en la inserción del manejo de los recursos naturales y los problemas ambientales que experimentan los ecosistemas productivos dentro de un proceso colectivo de construcción de estrategia para orientar el diseño y gestión de las decisiones privadas y de la política pública. La “Toma de decisiones estructuradas y manejo adaptativo de recursos” (TDE-MAR), tanto en la estructuración de decisiones como en la iteración y aprendizaje, busca forjar el compromiso de actores, científicos-profesionales y tomadores de decisiones en un plan de acción que posibilite solucionar problemas de conservación o manejo de recursos naturales y alcanzar el resultado deseado. ¿Cómo se contextualiza ese resultado y con qué predisposición estratégica trata de ser alcanzado? Consideramos que en esta conjugación de contexto y capacidad de logro se juega el éxito de la TDE-MAR.

Abstraerse de la política es hacer política. O sea, por acción u omisión los actos privados y públicos están comprometidos con la política y por ende con la sociedad. En este campo la creación de estrategia define el compromiso entre la solución del problema y el impacto en el desarrollo. La TDE-MAR no está eximida de este desafío. Percibo que la TDE-MAR busca superar la creación de estrategia como un proceso de simple negociación entre las partes interesadas para transitar una construcción colectiva que de todas formas debería comprometerse con un proceso de transformación de la realidad que asegure efecto multiplicador en la sociedad. En

este sentido, la TDE-MAR no debe ser utilizada como un complemento de los mecanismos de negociación del mercado sino que debe ser parte de una política de desarrollo. En consecuencia mayor será el impacto de la TDE-MAR en la medida que los procesos que movilice se inserten en planes estratégicos de desarrollo a nivel regional y territorial, encuadrados en los lineamientos básicos de las políticas de gobierno que la sociedad convalidó democráticamente. Y, más aún, siendo instrumento de políticas de Estado en la medida que nuestro país va forjando niveles superiores de maduración democrática conformada por una participación ciudadana cada vez más igualitaria.

Dentro de este contexto político-institucional, la TDE-MAR alcanzará mayores grados de utilidad para la sociedad en la medida que se logre un aprendizaje iterativo, pero a su vez una interacción activa entre los actores que encarnan el plan de acción. El monitoreo deberá contar con instrumentos que aseguren este comportamiento colectivo, evitando que sea una variable de ajuste ante la comprobación de que las acciones no fueron ejecutadas del modo más adecuado. En este sentido, alcanzar el resultado deseado no debe ser una meta, sino que su construcción se convierte en parte esencial de la estrategia. El futuro se construye con militancia activa de los actores sociales dentro de un proceso de planificación estratégica. Es necesario motivar y promover la transformación de ideas, visiones y conductas para alcanzar el resultado que es más deseado por la sociedad y que supera los alcances del propio grupo de acción y del ecosistema productivo bajo intervención.

Por esa razón, la TDE-MAR tendrá que ser un instrumento de gestión y toma de decisiones para el desarrollo económico y social. Es decir, deberá contribuir a facilitar o potenciar políticas conducentes al uso sostenible o conservación de los recursos naturales, la salud y calidad ambiental, en un proyecto de país que busca mejorar la calidad de vida de sus ciudadanos dentro de un modelo de desarrollo con inclusión y equidad social. Por esa razón la TDA-MAR deberá estar también comprometida con el fortalecimiento de la institucionalidad y gobernanza de los procesos que más aseguren este arduo aprendizaje y construcción del futuro que aspira la mayoría de la sociedad argentina.

Consideramos que el mayor aporte de este libro no es sólo conceptual y metodológico para el tratamiento de la problemática de los recursos naturales y el ambiente, sino que facilita el camino para lograr los resultados deseados debatiendo su estrategia en estrecho contacto con los actores del desarrollo en los diferentes ámbitos de inserción económica y social.

Roberto Bocchetto

Ex Director Nacional del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2003-2008)

Buenos Aires, Noviembre de 2014

Prólogo II

La dimensión humana se torna inseparable de la biofísica cuando queremos entender o manejar los recursos naturales. Las opiniones, saberes, valores, intereses y urgencias de los actores del territorio son elementos imprescindibles del proceso de definición de políticas y acciones de uso y conservación de los recursos naturales. La idea de sistema socio-ecológico se impone cada vez más (a veces con dificultad o a los “tumbos”) sobre visiones unidimensionales centradas en cuestiones parciales (la conservación de tal o cual especie o la producción de una mercancía en particular). Por definición (tiene muchos componentes e interacciones) estos sistemas son complejos y comprenderlos y manejarlos es un desafío. Las dificultades al tratar con estos sistemas aparecen inmediatamente. La mera definición del “problema” central a abordar, en tanto construcción social, es un proceso difícil que depende de los valores, intereses y deseos de los distintos actores. Así la caracterización de los recursos edáficos, un tema eminentemente técnico, dependerá de los usos actuales y futuros del suelo que a su vez dependen del modelo de desarrollo de esa sociedad en particular. Por ejemplo la perspectiva de hacer cultivos de riego o no determinará en qué aspectos de la caracterización de las propiedades físicas del suelo se pondrá énfasis. Los valores de determinados grupos o actores sociales determinará que poblaciones animales y vegetales relevar de manera prioritaria. Los modelos de desarrollo económico que los distintos actores tengan en mente condicionarán la percepción de procesos de degradación del suelo o la vegetación. Así el reemplazo o la introducción de especies forrajeras en un pastizal natural serán percibidos como una mejora o cómo degradación de un ecosistema natural.

El manejo de la incertidumbre es una de las dificultades superlativas que tiene el manejo de estos sistemas. La mayor parte de las veces no sabemos cuál será el nivel de precipitaciones en el período de intervención, no podemos caracterizar adecuadamente (por su extensión o complejidad) el sistema a tratar o no conocemos los mecanismos que conectan las acciones a realizar con los resultados. Disponer no sólo de información sino de marcos conceptuales y metodológicos eficaces y efectivos para la toma de decisiones y su posterior evaluación es clave en el proceso. La Toma de Decisiones Estructurada y el Manejo Adaptativo de los Recursos (TDE-MAR) son, sin duda, un mecanismo virtuoso para tratar con la complejidad de los sistemas socio-ecológicos. Este libro realiza una enorme contribución al difundir de manera rigurosa las bases de la TDE y el MAR.

Los autores, como miembros del sistema de Ciencia y Técnica (SCyT), asumen un papel importante al proponer y poner en práctica modelos que permitan abordar la complejidad de los sistemas socio-ecológicos. Como en el caso de Salud Pública, en el manejo de los RRNN los aspectos técnicos o científicos están fuertemente influenciados por aspectos ideológicos, políticos, económicos, culturales e institucionales. Desde el sistema de SCyT, especialmente aquellos quienes se dedican (nos dedicamos...) a disciplinas biofísicas, se puede esquivar el problema. En esa visión la responsabilidad del SCyT es contribuir al “banco de conocimiento” del cual los interesados “retiran” información para resolver casos particulares. Detrás de la idea del “banco de conocimiento” está el modelo “linear” de conexión del SCyT con la sociedad. De esta manera la “ciencia básica” deposita en el banco de conocimientos, la “ciencia aplicada” genera desarrollos que se transforman en productos o procesos que, en última instancia, generan beneficios para la sociedad. El modelo ha sido exitoso en muchas circunstancias (y seguramente lo seguirá siendo), sin embargo, en su forma idealizada produce una suerte de disociación entre la generación del conocimiento y las necesidades de la sociedad. El modelo es de una sola vía: el conocimiento fluye “aguas abajo”, hacia la sociedad. La idea de MAR y TDE reserva un papel mucho más activo al SCyT: un modelo de ida y vuelta a través de un trabajo conjunto con otros actores. De hecho la Ciencia puede y debe jugar otro papel clave no solo como productora de conocimiento sino aportando una forma de pensar y actuar. Frente a una situación problemática, un enfoque científico permite generar hipótesis acerca de las causas de esas situaciones y sobre sus eventuales consecuencias. Este mecanismo permite pasar a la formulación de los “problemas” más relevantes a enfrentar. De estas hipótesis pueden derivarse predicciones contrastables con evidencias empíricas que ayudan a discriminar entre explicaciones alternativas.

Un enfoque científico se define por usar las evidencias empíricas como criterio de verdad. Esto es particularmente importante en el manejo de los RRNN en donde las tradiciones o el principio de autoridad (lo dice el caudillo del pueblo, el cura o el patrón) suelen ser invocados para establecer la veracidad de algunas afirmaciones. En tal sentido es importante distinguir entre científicos e investigadores. No todos quienes se dedican a generar conocimiento de manera experimental tiene una enfoque científico (serían sólo investigadores) y continúan basándose en prejuicios o el principio de autoridad en lugar de formular hipótesis, predecir y evaluar en base a evidencia. Por otra parte un enfoque científico para percibir la realidad no es, de ninguna manera, una prerrogativa de los académicos. De esta manera el saber basado en la experiencia documentada o documentable o las interpretaciones (hipótesis) y conjeturas (predicciones) de los distintos actores pasa a ser un elemento clave en el TDE-MAR.

Dr. José Paruelo

Profesor Titular - Facultad de Agronomía UBA

Investigador Superior CONICET

Prefacio

María Elena Zaccagnini

El manejo de los recursos naturales y los problemas ambientales que ocurren en los ecosistemas, está cruzado por una creciente complejidad e incertidumbre asociada a factores naturales y a otros derivados de las mismas decisiones humanas que se toman en complejas configuraciones de factores sociales, políticos y económicos que las atraviesan. Esas matrices de complejas interacciones se expresan de modo muy diferente según las escalas en que se miren los procesos socio-ambientales de interés, ya sea en su dimensión espacial (campos, paisajes, comunidades, municipios, etc. con sus particularidades estructurales y jurisdiccionales) como en la temporal (estación, temporada, campaña, año, etc.).

En ese contexto, es creciente el reconocimiento de la necesidad de abordar el manejo de los recursos naturales, sea del suelo, el agua o la biodiversidad o las problemáticas ambientales en los sistemas productivos (contaminación, desertificación, degradación, etc), con nuevos enfoques que logren articular la ciencia, la práctica, y el consenso social. Esto es, considerar lo que el conocimiento científico tenga para decir, pero también lo que los actores de la vida real piensen o crean, lo que la experiencia colectiva pueda aportar y lo que las normas o políticas marquen como lo deseable y necesario.

Los anaqueles de las organizaciones públicas o el recuerdo de muchos actores privados, suele estar cargado de experiencias frustrantes en las cuales se detectaron problemas ambientales urgentes o necesarios a resolver, pero luego de generarse una “movida” para intentar solucionarlo, y una inversión en investigación y generación de conocimiento científico, pasaron los años y el problema persistió y la respuesta a la solución esperada nunca llegó. También hay situaciones en las cuales los investigadores consideran que se cuenta con suficiente información para solucionarlo, pero cuando esto se difunde, la gente afectada está resentida o enojada y ya no puede aceptar o incorporar la solución ofrecida, o los políticos y administradores públicos responsables del tema ya son otros. El resultado es una frustración colectiva y pese a los esfuerzos realizados, el problema persiste o persistirá por décadas sin solucionarse.

No obstante hay muchas formas de abordar la solución de problemas en el manejo de los recursos naturales o de impactos en el ambiente productivo (Gregory y Failing 2012), una de

las metodologías que viene cosechando muy buenos resultados en varios países del mundo, es la que se denomina **“Toma de decisiones estructuradas y manejo adaptativo”**, con dos etapas, una de estructuración de las decisiones y otra de iteración y aprendizaje. En esta metodología, las decisiones de manejo son pensadas y estructuradas en relación a claros objetivos, definidos a escalas de posible abordaje en el espacio y el tiempo, ajustados a normativas o regulaciones y tomando en cuenta las incertidumbres, aceptando la falta o la incompleta información, y considerando las probabilidades de éxitos o fracasos en alcanzar los objetivos planteados.

Los países que mayor experiencia en casos prácticos son Estados Unidos y Australia, donde existen normativas claras a nivel país donde se reclama desde las políticas públicas la necesidad de este tipo de metodologías aplicadas a la gestión (Williams et al. 2009, Allan y Stankey, 2009, Gregory y Failing, 2012). En proyectos con financiamiento internacional (GEF, PNUMA, y otros) así como en muchos proyectos de ámbitos regionales o nacionales, se demanda que todo proyecto de manejo de recursos naturales se utilice un enfoque de “manejo adaptativo” como estrategia fundamental para el alcance de objetivos de conservación, uso sostenible o producción agro-forestal sostenible.

No obstante dichas demandas y el uso común del concepto de “manejo adaptativo”, no es común su aplicación en muchos países, y la Argentina y otros países latinoamericanos no escapan a esa regla. Del mismo modo, no está aún instalada su aplicación a la resolución de problemas ambientales en el ámbito agropecuario y forestal. En general, hay escasa experiencia en la implementación de este enfoque, y hay una creencia generalizada de que hacer manejo adaptativo es ir haciendo manejo por prueba y error, aprendiendo gradualmente sobre la base de los resultados obtenidos o bien se considera manejo adaptativo por el solo hecho de que se monitorea un sistema y se cambian opciones de manejo cuando se comprueba que no genera un resultado esperado. De hecho, tales tácticas podrían ser realmente “maladaptativas” precisamente por no estar a priori estructuradas en relación a objetivos claros o siguiendo los pasos adecuados (McDonald, et al. 1999).

En este libro nos proponemos introducir conceptos, metodologías y ejemplos de aplicación en sistemas productivos de lo que se denomina **“toma de decisiones estructuradas y manejo adaptativo de recursos”** (TDE-MAR a partir de ahora). Consecuentemente, se introduce el tema (Capítulo 1), se desarrollan las metodologías del planteo de problema, objetivos, redes de decisiones, valoración y monitoreo (Capítulos 2 al 5) y se muestran sus potenciales usos en diversas situaciones de manejo (Capítulos 6, 7 y 8), y contamos a lo largo de los textos algunas experiencias en desarrollo y exitosas donde se aplica en otros países.

En el documento del Área Estratégica Gestión Ambiental del INTA, (2010-2013) y actualmente en el documento del Programa Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecoregiones del INTA (PNAT) (2014), se hace referencia a la necesidad de proponer estrategias de gestión adaptativa de los recursos naturales y de los sistemas socio-agro-ecológicos en los territorios, siempre que sea posible, y sin dudas esto propone un desafío de desarrollo conceptual y de esquemas metodológicos que se deberán perfeccionar a medida que se desarrollen estudios de caso y se capaciten a los recursos humanos para lograr experiencias exitosas y ejemplificadoras.

Por lo tanto, esperamos que esta obra ayude a introducir la visión y el uso de metodologías robustas, incorporando información del monitoreo a medida que el manejo se implementa, con un nivel de detalle suficiente como para que se visualicen los componentes del TDE-MAR, abordajes, métodos y herramientas necesarias, así como sus limitaciones. Se espera que los profesionales que conducen experiencias de manejo a campo, cuenten con una guía inicial para tomar la decisión de su uso en distintos proyectos que se desarrollan en los territorios. Asimismo, consideramos que esta obra será la base para cursos de capacitación, ampliando la base de aplicación del abordaje, y generando quizás nuevos casos y aplicaciones que nos permitan hacer una edición corregida y ampliada a futuro.

Agradecimientos

Este libro es el resultado de una ilusión de un largo tiempo atrás. Todo comenzó cuando acudimos al Dr. Michael Conroy para que nos acompañara en la formación de nuestros investigadores jóvenes en metodologías de estimación de poblaciones de fauna silvestre, y que tan amablemente compartiera con nosotros, y su discípulo el Dr. Jeffrey Thompson, dictando un curso en La Pampa. Ahí surgió la posibilidad que Andrea Goijman se formara en su doctorado bajo la dirección del Dr. Conroy en la Universidad de Georgia (UGA), Estados Unidos. Posteriormente, logramos realizar por el convenio INTA-Universidad Nacional de Córdoba, como cooperación a la Maestría en Manejo de Vida Silvestre, el primer curso de “Toma de Decisiones Estructuradas y Manejo Adaptativo” en 2010, dictado por los Dres. Conroy y Thompson. Este curso plantó las bases para la elaboración de este libro, que no obstante llevo mucho tiempo concretar, hoy llegamos a un nuevo punto para iniciar un proceso de innovación en INTA y capacitación en la disciplina del manejo de vida silvestre y de problemas ambientales, con la experiencia de la Dra. Goijman, recientemente doctorada en estos temas de manejo de recursos naturales en UGA. Con esto, queremos dejar plasmado nuestro enorme agradecimiento al maestro y profesor Dr. Conroy, quien con sus discípulos nos ha permitido abrir esta puerta para un abordaje innovador y participativo.

Agradecemos a los autores de los capítulos quienes han hecho un gran esfuerzo para plasmar su conocimiento y esbozos de casos de aplicación de la metodología TDE-MAR en distintas situaciones de gestión en la Argentina. Deseamos agradecer a los Dres. Roberto Bocchetto, José Páruelo y Ernesto Viglizzo, quienes aceptaron preparar los prólogos I y II y el epílogo respectivamente. Los apreciamos muy especialmente porque son profesionales de larga trayectoria, innovadores por excelencia, estudiosos y compenetrados en tratar temas complejos y de gestión institucional, académica y de gestión de recursos. Tres visiones que son muy importantes para el tratamiento de un nuevo paradigma que va emergiendo en las ciencias sociales, económicas y agroecológicas, que tiene y tendrá un fuerte impacto sobre la conservación ambiental en los sistemas productivos. Sus opiniones sobre lo planteado en este libro son inspiradoras, desafiantes, y nos dejan pensando sobre lo que nos espera una vez que lanzamos este libro a rodar.

El INTA nos ha dado la contención y las facilidades para apoyar esta construcción. Los coordinadores de los proyectos, el Dr. Gregorio Gavier y la Dra. Sonia Canavelli nos han facilitado los recursos para atender las necesidades para la edición del libro. Agradecemos a la Traductora Pública Susana Ramos de Deu, por su apoyo paciente y la traducción de los manuscritos de los

capítulos 2, 3 y 4. A Laura Medero y al equipo de comunicaciones por colaborar en las gestiones de registro y adaptación editorial. Finalmente agradecemos al Ing. Agr. Hector Espina y a la Dra. Norma Pensel quienes nos facilitaron los trámites para los cursos, y financiamiento parcial de esta obra. A los integrantes del grupo Ecología, Biodiversidad y Gestión Ambiental en Agroecosistemas (BIOEGA) del Instituto de Recursos Biológicos del CIRN-CNIA INTA Castelar, por el apoyo constante en todo lo necesario para llevar adelante nuestro trabajo en equipo.

María Elena Zaccagnini y Andrea Gojjman

Capítulo 1

La toma de decisiones estructuradas y el manejo adaptativo en la resolución de problemas ambientales en ecosistemas productivos

María Elena Zaccagnini y Andrea P. Goijman

El rol de las decisiones en el manejo ambiental

Todos los días nos enfrentamos con decisiones, algunas importantes y con grandes consecuencias, otras pequeñas, de menor importancia. Para algunas es suficiente el uso de sentido común, otras requieren de una evaluación más detallada; algunas decisiones son tomadas por una sola persona, pero otras deben ser consensuadas entre varias personas. Aquellas decisiones que deben ser tomadas por varias personas pueden ser simples, donde todos los actores involucrados tienen un objetivo en común, pero a veces, los mismos tienen objetivos distintos. Hay otras decisiones que están sujetas a mucha incertidumbre, impidiendo evaluar sus consecuencias de manera sencilla. Al final de cuentas, todos somos tomadores de decisiones, algunas más sencillas o cotidianas que otras. Keeney (2004) define las decisiones como situaciones donde el tomador de decisión reconoce que puede llevar a cabo una elección consciente; por ejemplo, desde qué colectivo se tomará para ir a trabajar, donde ir de vacaciones, o decidir a qué proyecto de investigación se le otorgarán los fondos disponibles. Keeney (2004) ilustra de una manera muy clara su visión acerca de los distintos tipos de decisiones, donde sugiere que de 10.000 decisiones, 7.000 tienen muy pequeñas consecuencias por lo cual no vale la pena dedicarles demasiado esfuerzo de pensamiento, 2.000 son muy sencillas y obvias, y solo vale la pena pensar sobre 1.000 de dichas decisiones (Figura 1.1). De esas mil decisiones, 300 son postergadas, y a 200 no les dedicamos demasiado tiempo, y nos ponemos a pensar sólo en 500. Sin embargo, de esas en sólo 40 aplicamos pensamiento analítico y sistemático, de las cuales algunas pueden ser resueltas aclarando el problema, los objetivos, o creando alternativas de decisión. Finalmente, sólo 10 decisiones requerirán análisis cuantitativos, por ejemplo, debiendo describir las consecuencias, o utilizando las herramientas provistas por el análisis de decisión como lo mostraremos en este

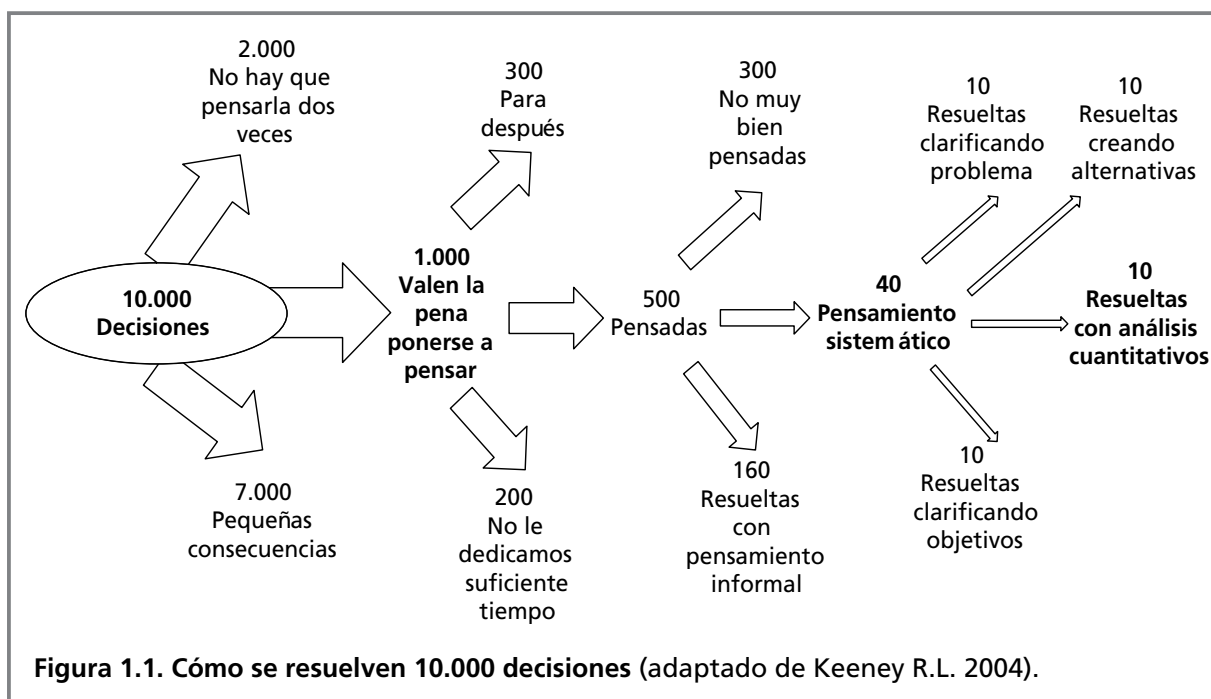


Figura 1.1. Cómo se resuelven 10.000 decisiones (adaptado de Keeney R.L. 2004).

Tabla 1.1. Ejemplos de la relación entre decisiones y objetivos en un proceso de toma de decisiones en contextos de conservación, manejo agropecuario o forestal.

Contexto	Decisiones	Objetivos fundamentales
Conservación	Seleccionar un paisaje para ubicar una nueva reserva natural	Brindar el mayor beneficio para conservar biodiversidad en relación a los fondos y personal disponibles
	Usar o no control letal en una especie invasora que limita una población de especie endémica, y de hacerlo, con qué métodos	Recuperar poblaciones de una especie endémica
	Cuando y cuantos patos cazar en áreas de humedales y arrozales	Brindar oportunidades de cosecha de patos sostenible, conservando la especie a la vez que se reduce su daño sobre arrozales
Manejo agropecuario	Que tácticas de manejo aplicar para reducir el daño en cultivos por palomas en una región donde se comporta como plaga	Reducir pérdidas en cultivos y costos en controlar palomas, evitando impactos ambientales y conflictos sociales
	Como y que alternativas usar para manejar bordes de cultivos y/o reservas de biodiversidad en agroecosistemas intensificados	Alcanzar una agricultura sostenible compatible con la conservación de la biodiversidad
	Qué prácticas de manejo implementar en los tambos y rodeos de una cuenca lechera	Reducir la contaminación del agua superficial y subterránea y el suelo, y mejorar la salud de los rodeos de lecheras en tambos
Manejo forestal	Como manejar la carga del ganado y prácticas agronómicas de bosques nativos	Mantener la producción ganadera conservando los servicios ecosistémicos de pastos y árboles en los bosques nativos, ajustando a las pautas de la Ley de OT de Bosques nativos

libro: analizando los compromisos (*'tradeoffs'*), reduciendo la incertidumbre, evaluando tolerancia a los riesgos, o evaluando decisiones conectadas.

Los problemas de conservación o manejo de recursos naturales, requieren *acciones*, y para las acciones hay que *tomar decisiones*. Más adelante definiremos formalmente a qué nos referimos cuando hablamos de decisiones y objetivos, donde los objetivos también pueden ser clasificados cómo fundamentales, medios y otros. Por ahora, pensemos en estos ejemplos en un contexto de conservación, manejo agrícola o forestal, donde uno debe tomar decisiones para alcanzar ciertos objetivos fundamentales (Tabla 1).

En todos estos ejemplos, hay que decidir sobre una o varias acciones, y hay unas decisiones que son más importantes que otras. Por ejemplo, en el caso de decidir un sitio A para una reserva, dadas ciertas limitaciones de fondos y personal disponible, probablemente se hayan descartado los sitios B-D. Asimismo, si uno elimina todos los remanentes de vegetación alrededor de los cultivos de soja o aplica herbicidas en los sitios de refugios de vegetación nativa en bajos o banquinas, o si planta árboles en los bordes, seguramente estaremos afectando (negativa o positivamente) el hábitat para especies benéficas y eso permitirá tener distintos valores del servicio ecosistémico de control de plagas, u otros beneficios de conservación de la biodiversidad en agroecosistemas. De todas las alternativas, elegiremos la o las más factibles en término de los valores para los actores involucrados en el proceso. Lo que queremos mostrar, es que las decisiones que se toman pueden estar conectadas con uno o más objetivos, por lo cual es muy importante establecer objetivos muy claros para la implementación de un plan de manejo o gestión que no deje cabos sueltos, o contenga los elementos esenciales del proyecto. Para afrontar muchos de éstos problemas, la implementación de una herramienta de pensamiento sistemático, estructurando las decisiones, puede ser de gran utilidad.

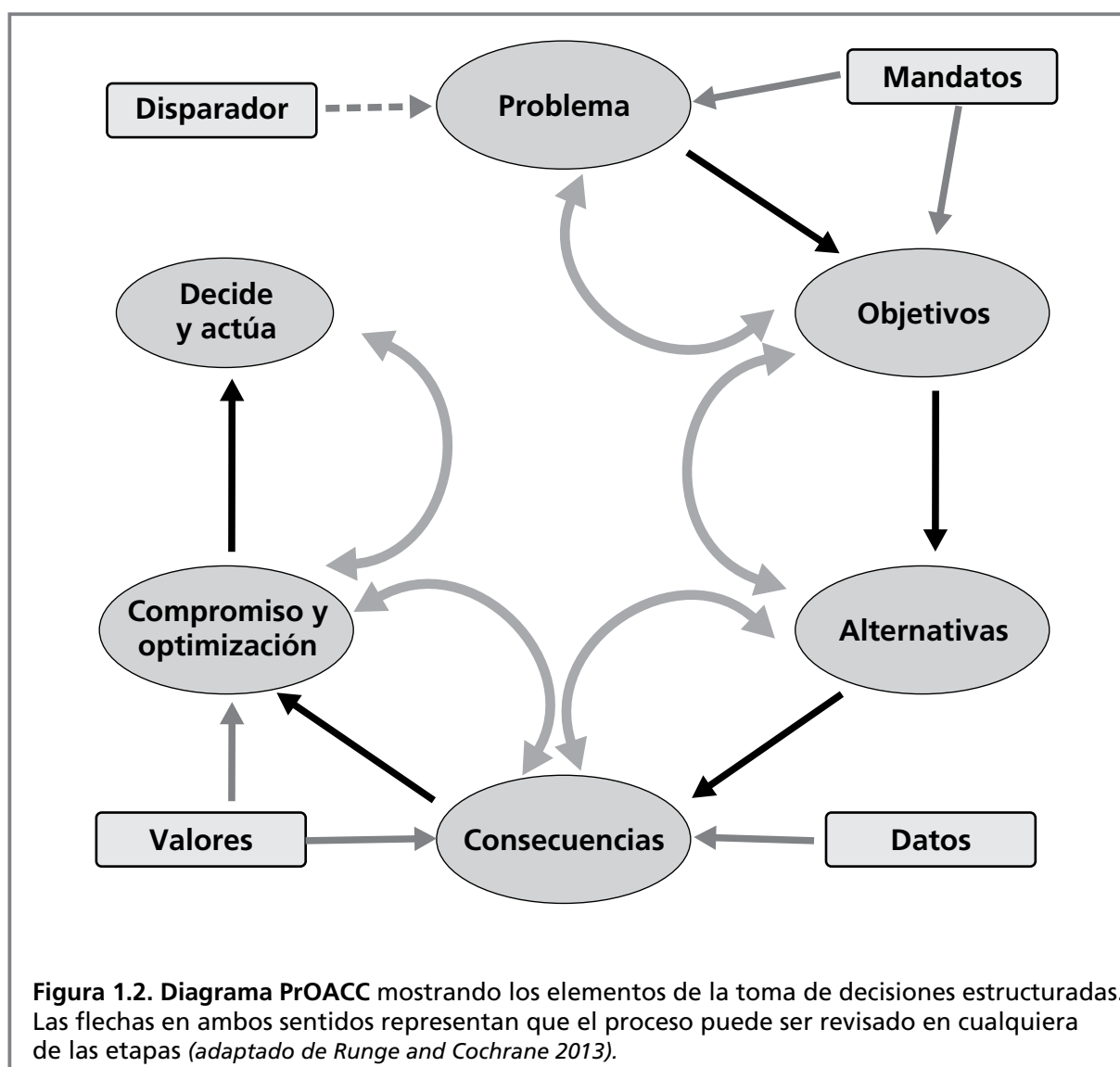
La toma de decisiones estructuradas

En este libro, presentaremos una forma de estructurar las decisiones para trabajar en problemas de gestión o manejo de recursos naturales y problemas ambientales en el contexto de la producción agropecuaria y forestal conocido como toma de decisiones estructuradas (TDE). **TDE** consiste en aplicar un pensamiento sistemático donde luego de **definir el problema** cuidadosamente se trata de **conectar decisiones con objetivos** (ver capítulo 2) mediante la construcción de modelos que ayuden a predecir el comportamiento del sistema ante cada decisión alternativa, evaluando sus consecuencias, permitiendo en última instancia **tomar las decisiones óptimas para alcanzar el o los objetivos planteados** (ver capítulo 3 y 4). Esta herramienta requiere de la cuantificación de las consecuencias de cada decisión sobre los objetivos, para evaluar los compromisos o *'tradeoffs'*. En ocasiones, puede ser de utilidad cuantificar el valor de los recursos naturales, utilizando técnicas de economía ambiental (capítulo 5).

Gregory y Failing (2012) consideran que el propósito principal de la TDE es ayudar e informar a los tomadores de decisión acerca de las mejores decisiones, en lugar de prescribir una solución. Éste enfoque está basado en la *teoría de la decisión*, adaptado a necesidades prácticas y restricciones que enfrentan los decisores operando en el mundo real. Estos autores definen a la

TDE como la aplicación colaborativa y facilitada de decisiones que responden por lo general a múltiples objetivos y métodos de deliberación grupal para manejar problemas ambientales y políticas públicas. Esto se hace combinando métodos analíticos derivados del análisis de decisión y la ecología aplicada incorporando puntos de vista, dinámicas de grupos y la teoría y práctica de negociación. TDE brinda el marco conceptual para articular “ciencia” con “práctica”, en un marco de normas y políticas para la gestión de los recursos naturales (Conroy y Peterson, 2013). El proceso de TDE es un abordaje organizado, inclusivo y transparente para entender problemas complejos, generando y evaluando alternativas creativas. Esto se funda en la idea que las *buenas decisiones* están basadas en el entendimiento profundo de los *valores* (¿qué es importante?) y las *consecuencias* (¿qué es probable que ocurra si se implementa una decisión alternativa?).

Como todo proceso grupal, requiere poner especial atención a los desafíos y dificultades que enfrenta la gente (los actores) al trabajar juntos en problemas donde existe la subjetividad, generando carga emocional y dificultades técnicas, sesgos personales y sectoriales, con posiciones encontradas o contrapuestas, dificultades de dinámica grupal y de comunicación. Las diferencias de valores y controversias serán inevitables en todos los casos, por lo cual, el proceso de



TDE requiere de mecanismos de transparencia y compatibilización de valores e intereses para llegar a acuerdos consensuados y objetivos.

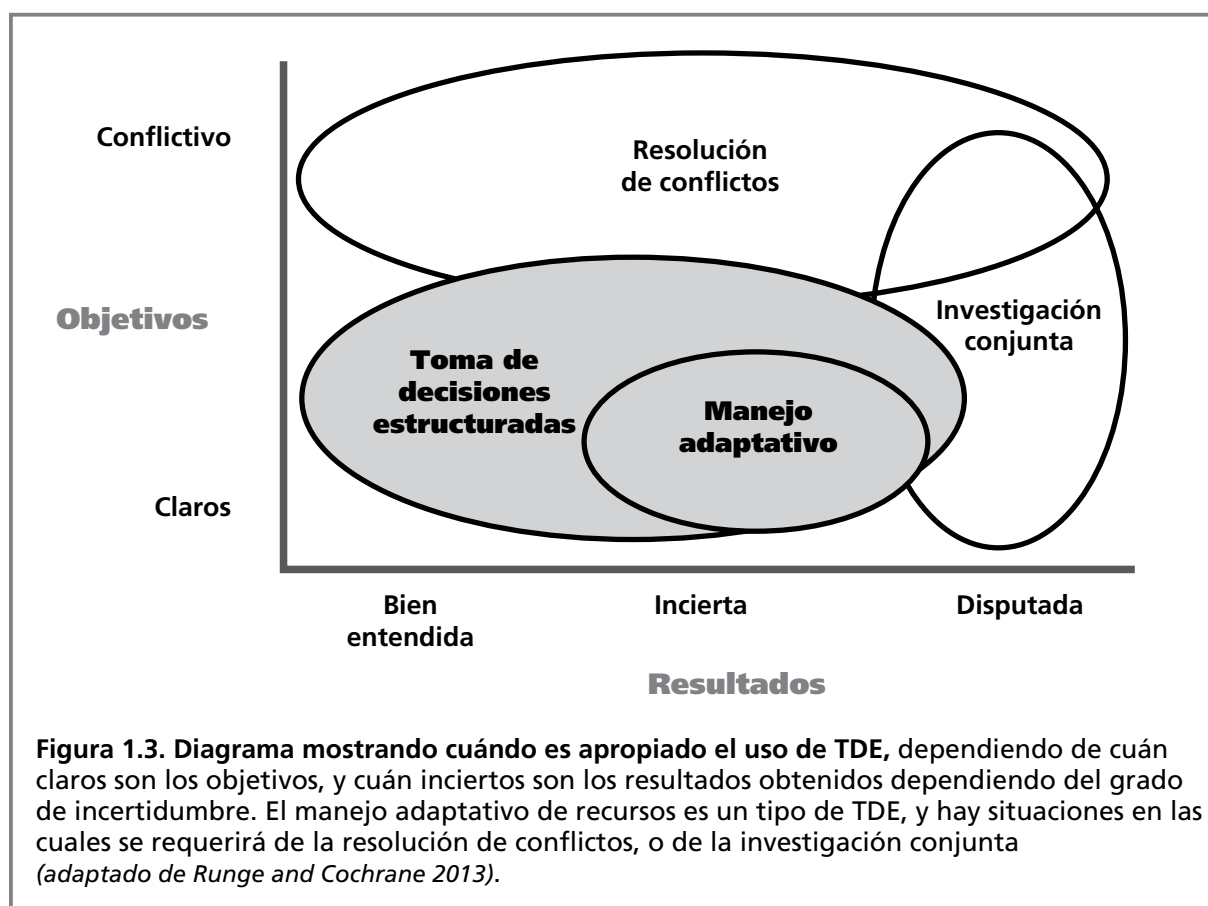
Hay una amplia gama de situaciones en las cuales se puede poner en práctica la toma de decisiones estructuradas, en algunos casos, con posterior manejo adaptativo. Estos casos documentados son (entre otros) de conservación de fauna (Conroy et al. 2008, Gregory and Long 2009), manejo de bosques (Ogden et al. 2009, Marcot et al. 2012, Rusch et al. 2014 este libro), manejo de áreas naturales protegidas (Moore et al. 2011), manejo de los servicios que los recursos naturales prestan a la sociedad (Goijman et al. 2014, este libro), de manejo de plagas tanto acuáticas como terrestres (Irwin et al. 2012; Bernardos et al. 2013, este libro), ordenamiento territorial (Gregory et al. 2012), o del manejo de los impactos que se generan en el ambiente por las actividades humanas (ej. contaminación, invasiones biológicas, etc.; Gregory and Failing 2002, Gregory et al. 2012, Liu 2012, ESSA 2014).

El proceso TDE puede ser simplificado teniendo en cuenta sus elementos, cómo describen Hammond et al. (1999) quienes llaman al proceso “PrOACT” o proactivo como estrategia para recordar dichos elementos: Problemas, Objetivos, Acciones, Consecuencias y Tradeoffs (Compromisos). Runge y Cochrane (2013) diagraman el proceso que aquí llamaremos PrOACC agregando algunos elementos clave, como son los disparadores, los mandatos (leyes, políticas, preferencias), valores (escalas de preferencia, peso de los objetivos, actitudes de riesgo; Figura 1.2).

TDE es una herramienta útil, pero no siempre resuelve todos los problemas, particularmente cuando más de una persona está involucrada en la toma de decisiones. En los casos donde los actores involucrados no se pueden poner de acuerdo en alguno de los elementos fundamentales necesarios para desarrollar uno racional, hay otros procesos de toma de decisiones que se deberían utilizar (Figura 1.3; Runge and Cochrane 2013). TDE ofrece técnicas para responder racionalmente a objetivos conflictivos y ciencia incierta, pero requiere que ambos elementos sean especificados de una manera transparente y honesta. Para facilitar estos procesos, existe la posibilidad de llevar a cabo un proceso de resolución de conflictos o investigación conjunta, de índole participativa, para alcanzar la claridad y transparencia que requiere todo proceso útil de TDE.

Manejo Adaptativo de Recursos Naturales o Problemas ambientales

El manejo adaptativo es un abordaje sistemático para mejorar el manejo ambiental y construir conocimiento sobre la base de los resultados del manejo (MAR; Williams, et al. 2009). Aquí, cuando hablamos de manejo nos referimos tanto al manejo de recursos naturales (ej. manejo de hábitat, uso de una especie) como a la gestión de recursos (ej. distribución de fondos, asignación de tierras a un determinado uso, legislaciones), y cualquier otra acción que afecte un objetivo de conservación (Conroy y Peterson 2013). Existen varios enfoques de manejo adaptativo, todos reconocen la importancia del aprendizaje para mejorar las decisiones, pero varían en el énfasis que ponen entre el aprendizaje y el manejo. El enfoque que hemos adoptado en este libro, también llamado decisión-teórico (“*Decisión-Theoretic*”; McFadden et al. 2011) considera al **manejo adaptativo como un tipo de toma de decisiones estructuradas** (Figura 1.3), donde



la decisión es iterada en el tiempo, permitiendo el aprendizaje sobre decisiones anteriores para mejorar las decisiones futuras (Lyons et al. 2008, Williams et al. 2009). En este enfoque se le da importancia al manejo también, donde se quiere evitar que el manejo sea experimental. Dentro de este enfoque también hay variantes (ver Capítulo 4), como el manejo adaptativo pasivo (donde el énfasis está en el manejo y el aprendizaje es una consecuencia), y el activo (similar énfasis en manejo y aprendizaje). Además, en este proceso iterativo, se reconoce la incertidumbre (ver tipos de incertidumbre más adelante) de los resultados de una acción seleccionada, por lo cual podría ocurrir que un resultado sea diferente al esperado. Así, la siguiente decisión depende del resultado real y no del esperado (Lyons et al. 2008, Williams et al. 2009).

En una definición distinta de manejo adaptativo, que sigue la escuela de pensamiento del manejo adaptativo resiliente-experimental donde el foco es el aprendizaje, se requiere de la experimentación para lograr el mismo (*"Resilience-experimentalist"*; Lee 1999, Salafsky et al. 2001, 2003, McFadden et al. 2011). Salafsky et al. (2001) consideran algunas condiciones específicas para garantizar su abordaje, y aquí mencionaremos brevemente algunas de las cuales pueden ser compartidas por el enfoque de decisión-teórico. La primera se basa en el reconocimiento de que los problemas ambientales ocurren o son parte de *sistemas complejos*, donde la diversidad de factores, ya sea ecológicos, climáticos, sociales y culturales, político-institucionales, económicos, etc. crean configuraciones de factores diferentes, aún en ecosistemas similares. Segundo, que el ambiente está en un *cambio constante e impredecible*, y dichos cambios pueden ser lentos (ej. climáticos) o rápidos (ej. enfermedades, terremotos, crisis económicas), por lo cual es necesario que se tenga capacidad para hacer frente a todas las fuentes de incertidumbre. Tercero,

actores o sociedades involucradas en una situación ambiental particular también *cambian y se adaptan*, por lo cual hay que estar abiertos a estas incertidumbres; por ejemplo, un cambio de contexto de mercado o de normativas (nacionales o internacionales) de fomento económico o de conservación, afectará a un sistema de uso de recursos o de producción agropecuaria o forestal. Cuarto, nunca se tiene toda la información necesaria para tomar decisiones y a veces se puede avanzar con la que se dispone, a partir del conocimiento científico y las creencias de los distintos actores. Por último, se puede *aprender y mejorar* en forma permanente, y los desafíos están en como estimular la creatividad, construir en flexibilidad y aprendizaje, y de esa manera ayudar a conservar y usar sosteniblemente los ecosistemas bajo manejo. El éxito finalmente solo ocurrirá en la medida que podamos aprender para mejorar nuestros esfuerzos de producción con conservación. Estas condiciones pueden y deben ser adaptadas según el sistema socio-ecológico que se pretende manejar, considerando las particularidades socio-culturales, productivas, y ambientales.

Los contextos aplicados en los que se enmarcan estas problemáticas de gestión o manejo pueden ser de distinto tipo, producciones agropecuarias, forestales, de conservación o de aprovechamiento de flora o fauna, de uso del suelo, o del agua, etc. Por ejemplo, en un sistema agrícola extensiva, de producción agrícola periurbano-rural, pecuario o de ganadería extensiva, pesquero o de fauna silvestre, o agroforestal, los actores, mecanismos, y variables ambientales aportarán elementos muy diferentes en la naturaleza del sistema bajo manejo, sin embargo, se pueden identificar y cumplir todas las etapas y condiciones que el proceso TDE-MAR requiere.

Lo esencial a tener en cuenta en la implementación del enfoque TDE-MAR, es que se parte de una realidad en la cual no se sabe lo suficiente para manejar los problemas o los ecosistemas, y que hay que tomar decisiones de manejo sobre la base de muchas preguntas, y algunas de estas no tienen respuestas seguras o confiables, estando sujetas a incertidumbre. El aspecto clave es que existan varios modelos que compiten para reflejar las incertidumbres del manejo y cada uno influya en la decisión a través del tiempo, el desempeño del manejo es mejorado por la evaluación recurrente de dichos modelos a través del monitoreo iterativo del sistema (Lyons et al. 2008, Williams et al. 2009, Moore et al. 2011). MAR es escalable, lo cual significa que el enfoque puede ser adaptado a escalas pequeñas de una sola unidad de manejo, por ejemplo un lote de cultivo, a escalas más grandes cómo todo un ecosistema.

El valor de la información en el proceso de TDE y MAR

Un aspecto muy importante de considerar en este proceso combinado es que las buenas decisiones se toman con información, permitiendo a los distintos grupos de actores entender anticipadamente las consecuencias de las acciones de manejo que se implementarán. Sin embargo, a pesar de que se trata de un proceso informado, el proceso de TDE-MAR tiene en cuenta la complejidad de los sistemas y la presencia de incertidumbres, y se enfoca en reducirlas mediante el aprendizaje.

Hay diferentes tipos de información disponible para tomar decisiones, por ejemplo, la de los científicos y otros expertos, los residentes de una comunidad, los usuarios de recursos y el conocimiento ancestral que poseen las comunidades locales y de pueblos originarios. Toda la

información puede ser importante y potencialmente relevante para la toma de decisiones, pero la clave está en como se la ordena sistemáticamente para poder interpretar y comparar las distintas alternativas. Sobre todo, que las distintas alternativas de manejo o gestión pueden tener sus aspectos positivos, otros negativos o neutrales, según los distintos puntos de vista e intereses de los múltiples actores involucrados. Con información se pueden contrastar estos aspectos “pro” y “contra” para distintas situaciones posibles. Una forma de hacerlo es construyendo tablas de consecuencias (ver Capítulo 2, como construir tablas de consecuencias), o mediante otros métodos (Gregory et al. 2012, Conroy y Peterson 2013). Asimismo, la información es fundamental cuando se incorpora en un proceso iterativo de evaluación y retroalimentación del proceso de decisión, facilitando de esa manera el aprendizaje necesario para que la actividad en cuestión o el uso y conservación de los recursos naturales sea sostenible.

Incertidumbre en la toma de decisiones

En muchos sistemas de decisión hay fuentes de incertidumbre que hacen que el sistema no necesariamente se comporte como se espera. No obstante uno puede considerar a los sistemas como *determinísticos*, pero en realidad los sistemas socio-ambientales son *estocásticos*, y cuentan con un conjunto de factores *imponderables*, algunos de los cuales son predecibles, o de comportamiento aleatorio y por lo tanto pueden asignárseles probabilidades de que un resultado ocurra. Otros factores son más o menos controlables con un buen diseño para tomar datos relativos a ellos o usando protocolos estandarizados para generarlos u obtenerlos.

Existen varios tipos de incertidumbres en el proceso TDE-MAR, las cuales limitan la habilidad de tomar decisiones de manejo informadas, y han sido clasificadas de distintas maneras con el correr del tiempo. En esta sección no vamos a discutir esta clasificación, sino que nos interesa mencionar brevemente algunas de distinto tipo, que luego serán ejemplificadas en el Capítulo 2.

Williams et al. (2009) clasifican las fuentes principales de incertidumbre como incertidumbre o variación ambiental, controlabilidad parcial, la incertidumbre estructural, y observabilidad parcial. La *incertidumbre ambiental* está asociada por ejemplo al clima, varía de modo aleatorio y condicionan o podrían condicionar los resultados de las decisiones, y pueden ser tenidas en cuenta asignando probabilidades (ej. el pronóstico de condiciones del clima). La *controlabilidad parcial* de una determinada acción planificada tiene que ver con el hecho que al planificar una acción, y por razones que no podemos controlar, el resultado no responde como esperábamos. La incertidumbre estadística u *observabilidad parcial* corresponde a que los sistemas socio-ambientales, por su complejidad no pueden ser vistos en forma completa, y por lo tanto dependemos de muestreos y estimaciones estadísticas para describirlos. En consecuencia, tenemos una visión parcial de la realidad y por lo tanto no estamos seguros que lo que observamos es el resultado de la aplicación de nuestras decisiones. Por último, la *incertidumbre estructural* se refiere a las relaciones básicas en un modelo predictivo de las influencias en las decisiones y puede ser representado con modelos o hipótesis alternativas. Esta fuente de incertidumbre podrá ser superada gradualmente a medida que revisamos el proceso en forma adaptativa, aplicando MAR.

Principales componentes del proceso TDE y MAR

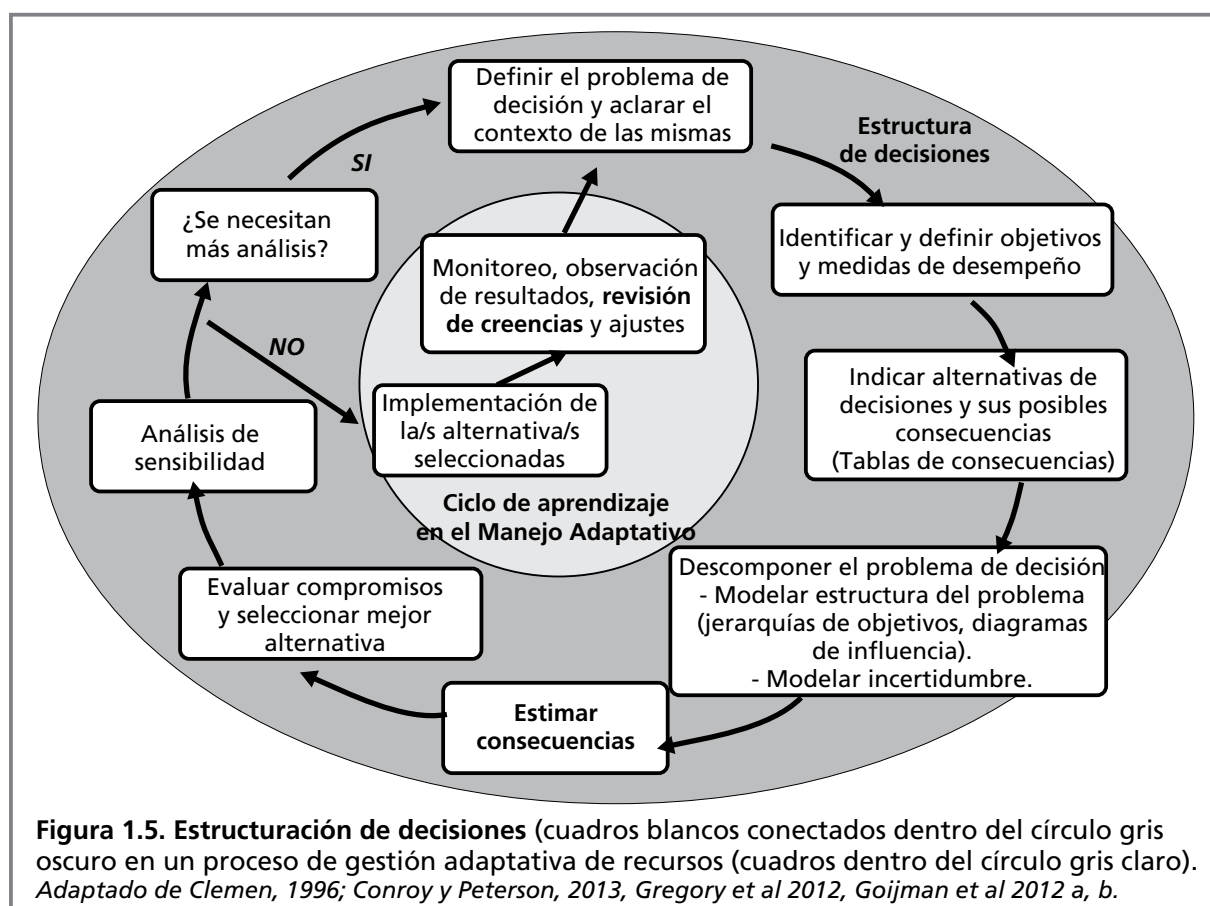
```

graph TD
    A[Problema de gestión, manejo o impacto ambiental identificado a escalas definidas] --> B[Eta1: Involucramiento de los actores.  
Compromiso de los actores para involucrarse en el manejo adaptativo del problema ambiental o el manejo de recursos por la duración necesaria del emprendimiento.]
    A --> F[Eta6: Toma de decisiones en terreno.  
Implementación de acciones de manejo seleccionadas en base a los objetivos de manejo, condiciones del ambiente y los recursos naturales y mejora del entendimiento acerca de cómo funciona el sistema.]
    B --> C[Eta2: Objetivos.  
Identificación de objetivos de manejo, claros, medibles y consensuados para guiar la toma de decisiones y evaluar la efectividad del manejo en el tiempo (ver Capítulo 2).]
    C --> D[Eta3: Acciones de manejo.  
Identificación de un conjunto de acciones de manejo potenciales para la toma de decisiones (ver Capítulo 3).]
    D --> E[Eta4: Modelos.  
Identificación de modelos que caractericen las diferentes ideas (hipótesis) acerca de cómo funciona el sistema bajo manejo (ver Capítulos 3 y 4).]
    E --> G[Eta5: Plan de Monitoreo.  
Diseño e implementación de un plan de monitoreo para hacer el seguimiento del estado de los recursos y de otros atributos claves del ambiente (Capítulo 4)]
    G --> F
    F --> H[Eta7: Monitoreo de seguimiento.  
Uso del monitoreo para hacer el seguimiento de las respuestas del sistema a las acciones de manejo.]
    H --> I[Eta8: Análisis y evaluación.  
Mejora del entendimiento de la dinámica del ambiente, los cambios en el estado de los recursos naturales, o los efectos de impacto estudiados, comparando los cambios predichos respecto de los observados en cada instancia del monitoreo.]
    I --> J[Eta9: Iteración.  
El ciclo vuelve a la Eta6, y menos frecuentemente a la Eta1.]
    J --> F
    J --> B
  
```

Fase de establecimiento de decisiones (Etapas 1 a 5)

Fase iterativa (Etapas 6 a 9)

Figura 1.4. Diagrama de flujo de 9 etapas operativas de estructuración de decisiones y implementación del proceso de manejo adaptativo del ambiente o de un problema ambiental. (Adaptado de Williams et al. 2007)



No obstante hay diferentes tipos de decisiones de manejo ambiental, o de manejo de sistemas productivos con gestión ambiental, y diferentes contextos de deliberación según los casos en los que se aplique, el proceso requiere poder responder a las siguientes preguntas (Gregory y Failing, 2012):

1. ¿Cuál es el contexto (marco y límites) en el que se tomarán las decisiones?
2. ¿Qué objetivos y medidas de desempeño se usarán para identificar y evaluar las diferentes alternativas?
3. ¿Cuáles son las acciones alternativas o estrategias en consideración?
4. ¿Cuáles son las consecuencias esperadas de estas acciones o estrategias?
5. ¿Cuáles son las incertidumbres importantes y cómo afectan a las distintas opciones de manejo seleccionadas?
6. ¿Cuáles son los *tradeoff* o compromisos o negociaciones claves que hay que hacer entre las consecuencias esperadas?
7. ¿Cómo se deberán implementar las decisiones de modo tal que promueva el aprendizaje en el tiempo y brinde oportunidades para revisar las acciones de manejo basados precisamente en ese aprendizaje?

Williams et al, (2009) identifican 9 etapas del proceso (Figura 1.4) para facilitar su cumplimiento formal en todos los casos reales en que se implementen, asegurando un proceso abierto

y flexible y que permitirá un aprendizaje colaborativo y con decisiones que puedan ser defendidas y argumentadas. Las acciones de cada etapa del ciclo de TDE, y el rigor y nivel de complejidad abordados, dependerá de la naturaleza de las decisiones, los actores y recursos involucrados, y el tiempo disponible. En algunos casos, un análisis apropiado podría involucrar un esfuerzo de modelado o de colección de datos por meses o años. En otros casos, requerirá la consulta de expertos durante varios días o semanas, o bien en ciertas situaciones, será suficiente un taller de medio a un día para estructurar cuidadosamente los objetivos y las alternativas para clarificar el razonamiento respecto a decisiones particulares. El tiempo no es necesariamente un factor limitante, ya que se pueden usar herramientas o métodos que pueden ayudar a clarificar el pensamiento, las ideas, minimizando los prejuicios o sesgos, mejorando la consistencia del proceso de toma de decisiones y la calidad de sus resultados.

Lo importante en este proceso, es que no hay decisiones “correctas”. La meta del proceso TDE-MAR es clarificar las acciones posibles y sus implicancias en relación a un rango de preocupaciones relevantes. La claridad en el contexto del manejo ambiental se logra con suficiente análisis crítico, técnicamente informado y juicios basados en valores transparentes y un proceso que compromete a la gente a tomar las decisiones usando las mejores prácticas (Gregory y Failing 2012).

Etapas para la implementación del proceso TDE y MAR

Veamos en mayor detalle el proceso descrito como etapas en la Figura 1.4, y esbozado como ciclo de implementación en la Figura 1.5. Siguiendo las recomendaciones de Williams et al. (2009), en la primera parte se contempla una cuidadosa definición del **problema que es necesario manejar**. El involucramiento de los actores es fundamental al comienzo del proceso, ya que incorporando la percepción de los actores legitima el proceso, promueve la cooperación y se evitan conflictos futuros. Asimismo, se asegura que quienes deben tomar las decisiones contarán con la información con que se dispone, así como de los valores que aportan los actores. En esta etapa es muy importante saber si hay compromiso para conducir el monitoreo y evaluación, como etapas imprescindibles para el aprendizaje y la adaptación. Asimismo, hay que preguntarse si el proceso está preparado para adaptarse a los cambios que puedan ocurrir en los actores o los puntos de vista de la comunidad o de la sociedad.

En la 2ª etapa, es importante la **identificación de los objetivos fundamentales y medios** (ver capítulo 2). Estos deben ser claros, medibles y ser acordados entre los actores. Los objetivos fundamentales son lo que se desea alcanzar, y los medios consisten en los pasos intermedios necesarios para alcanzar los fundamentales. Para definir ambos tipos de objetivos, hay ciertas preguntas que debemos hacernos, como por ejemplo, si se han identificado objetivos de manejo explícito y medible con métricas de desempeño establecidas.

En la 3ª etapa, la **elección del conjunto de acciones de manejo** a ser evaluadas determinará el rango de flexibilidad en el manejo de un problema, y esto influirá tanto el alcance de los objetivos, como el aprendizaje en la etapa adaptativa; sobre todo porque sobre la marcha algunas opciones podrían no ser factibles, o las perspectivas de los actores podrían cambiar, o nueva

información permitirá cambiar las opciones. En esta etapa es importante preguntarse si se cuenta con un buen conjunto de acciones de manejo posibles, si se cuenta con las capacidades para poder implementarlas, si estas son posibles de ser aplicadas en las escalas de tiempo para las cuales se espera detectar los cambios, y si fuera necesario ajustar las alternativas de manejo en el tiempo disponible.

En la 4ª etapa, se **construyen los modelos** respecto a cómo se espera que funcione el sistema. Esto consiste en estimar las consecuencias de todas las alternativas de manejo sobre los objetivos, basado en el conocimiento científico y ecológico disponible y las inferencias respecto a la respuesta del sistema a las acciones de manejo. En esta instancia se convoca a los científicos, manejadores y tomadores de decisión, y otros actores necesarios involucrados o afectados en el problema para definir el conocimiento actual, y las consecuencias sobre los objetivos del manejo propuesto. Los modelos son muy importantes en el proceso, y aquí se considera si las hipótesis sobre las que se basan las estrategias de manejo están adecuadamente expresadas como modelos medibles que pueden ser puestos a prueba. Por otro lado, hay que preguntarse si se ha modelado explícitamente la relación entre las acciones de manejo y los recursos, y se han incorporado factores ambientales relevantes, y si se cuenta con información suficiente. La *prueba de los supuestos* implica la consideración de diferentes acciones para alcanzar un resultado deseado, pero no como un proceso de prueba y error, sino por el contrario, implica pensar en la situación primero (el problema a resolver) en un lugar determinado, desarrollar los supuestos acerca de que está ocurriendo y predecir qué acción sería la óptima a implementar para resolver o modificar la condición del problema, de acuerdo al conocimiento presente (ver Capítulo 3).

En la 5ª Etapa se **desarrolla un plan de monitoreo**, si se contase con el tiempo suficiente y se considere necesario, para estimar el estado del sistema y otros atributos necesarios para informar la toma de decisiones, utilizando datos relevantes a los problemas de manejo (Capítulo 4).

En la 6ª Etapa comienza la **etapa iterativa**, si es que se confía lo suficiente en el resultado del proceso TDE, es decir en la decisión óptima seleccionada. De ser así, se implementa la acción en el momento determinado. En esta etapa es importante que los actores comprendan como se tomarán las decisiones, las cuales estarán basadas en el estado actual y la comprensión sobre el estado de los recursos en el sistema. El proceso de iteración será guiado por los objetivos de manejo, y se deberá aceptar que cualquier cambio en las decisiones surgirá de la consulta y la información brindada a los distintos actores involucrados.

En la 7ª Etapa se **evalúan los efectos** de la implementación de la acción de manejo y se monitorean sus resultados (ver Capítulo 4). El monitoreo debería diseñarse para asegurar que los parámetros de los recursos o factores a medir son medidos adecuada y apropiadamente focalizando en indicadores relevantes de desempeño, para luego testear las hipótesis que conducen a reducir las incertidumbres claves para el manejo adaptativo. También será preciso analizar si los datos colectados en el monitoreo están disponibles y accesibles para los tomadores de decisión, y si estos podrán disponerse para actualizar las mediciones de confianza de los modelos. Asimismo, es importante conocer si los tomadores de decisión, los científicos/profesionales involucrados y actores locales tienen el compromiso suficiente como para llevar adelante y respetar

las características del plan de monitoreo con el nivel de rigurosidad necesaria para reducir las incertidumbres, y si los tiempos que se han planteado son razonables como para obtener el tipo de datos, la información y la calidad de la misma de modo que permita ayudar en la toma de decisiones

En la 8ª Etapa se usa la información generada en el monitoreo para **evaluar el manejo, mejorar la comprensión y guiar la toma de las decisiones**. Aquí se comparan con los resultados que se habían predicho en el planteamiento de los supuestos. Es útil en esta etapa preguntarse si se ha evaluado el impacto esperado de las estrategias de manejo alternativas, si está claro cómo se entienden e interpretan los resultados, si es posible reconocer umbrales que indiquen un cambio en el manejo, y si hay acciones que pudieran tomarse para alcanzar dichos umbrales.

En la 9ª Etapa, de *iteración*, se llega a la instancia de mejora del entendimiento y por lo tanto del manejo implementado, luego de completar el ciclo de toma de decisiones, el monitoreo post-decisión y el análisis y la evaluación. La repetición de este ciclo, lleva a la virtuosidad del proceso que implica la mejora y el ajuste, que permitirá la evolución de la perspectiva de los actores, las instituciones, y las condiciones en los recursos del sistema o del cambio en la condición del problema ambiental, socio-ambiental o agro-ambiental bajo consideración. En esta etapa cabe preguntarse si las acciones de manejo y las decisiones se han revisado con frecuencia y basados en el monitoreo y la evaluación, y si ha sido posible reducir en el tiempo la incertidumbre vinculada a la dinámica de los recursos y el impacto de las acciones de manejo, en particular, el alcance en las metas de desempeño cuantitativo fijadas dentro de escalas temporales fijadas al comienzo del proceso.

La *adaptación* implica implementar acciones o tomar decisiones que permitan mejorar el problema en cuestión, basado en los resultados del monitoreo como parte imprescindible del proceso. Si las decisiones implementadas no lograron alcanzar los resultados esperados, podría explicarse o ser el resultado de varias razones, por ejemplo, que los supuestos planteados fueron erróneos o poco precisos, las acciones fueron ejecutadas pobremente, las condiciones del sitio cambiaron, el monitoreo fue deficiente, hubo gran incertidumbre o una combinación de estos factores.

En ese proceso hay siempre un *aprendizaje* respecto a los efectos de estas decisiones sobre los procesos y estructura del ecosistema bajo manejo, y lo que se busca es ir diseñando, mejores normas o pautas de manejo que superen la condición inicial. El aprendizaje requiere una documentación sistemática del proceso y de los resultados que se obtuvieron. Esta documentación ayudará al equipo a evitar cometer los mismos errores en el futuro. Asimismo, permitirá a otros beneficiarse y nutrirse de sus experiencias, sean estas positivas o negativas, de modo de poder diseñar y manejar mejor los problemas en cuestión, y reducir o evitar los riesgos y obstáculos que podrían haberse encontrado.

Además, en el sistema bajo manejo, hay distintos intereses en pugna, con lo cual es importante llevar adelante el proceso de TDE-MAR en forma participativa, dando oportunidades a todos los actores involucrados en el problema en cuestión, de forma que todos puedan exponer sus puntos de vista, resolver los conflictos de intereses y llegar a consensos explícitos formalizados

en los objetivos y las decisiones a implementar. Por ejemplo, tomando como referencia la Tabla 1, en cada uno de esos problemas de decisión, la matriz de actores puede ser diferente y algunos problemas podrían requerir mecanismos de acción cooperativa con reaseguros de gobernanza, y de esa manera mejorar las chances de alcanzar objetivos de consenso (Conroy y Peterson, 2013) (ver capítulos 6, 7 y 8 para casos en Argentina).

Consideraciones Legales

Tal como se explicó en un principio, uno de los factores de éxito de un proceso de TDE-MAR es poder satisfacer requerimientos de políticas existentes o facilitar la instalación de políticas conducentes a un uso sostenible o la conservación de los recursos naturales, la salud y calidad ambiental y el bienestar de la población humana. Los marcos regulatorios y legales podrían no estar claros al comienzo de un proceso, incluso varios marcos legales podrían ser antagónicos o sinérgicos. Esto deberá analizarse durante el proceso y ponerlo a discusión para un efectivo desempeño del proceso. Será útil entonces hacerse algunas preguntas, por ejemplo, si los distintos actores, manejadores, investigadores, etc. comprenden las distintas leyes o regulaciones en juego alrededor de un problema de manejo particular; si se han tomado las etapas necesarias para respetarlas, si se diseñó un proceso para focalizar en el alcance de las mismas a lo largo de la vida del proyecto, y si todo el proceso es compatible con los mandatos legales específicos.

Aclaraciones acerca de qué no es el Manejo Adaptativo de Recursos

A pesar de que la utilidad y efectividad del TDE-MAR (lo llamaremos MAR para simplificar) es reconocida en la toma de decisiones, su aplicación en el manejo de los recursos naturales ha tenido limitaciones. La subutilización del MAR puede deberse a la resistencia institucional y/o falta de entrenamiento de los actores claves, sin embargo, también se debe en parte a varios conceptos erróneos.

1. **El MAR es investigación.** Esto es falso, el MAR es *manejo*, es *gestión*, dónde el objetivo primario es determinar y tomar la decisión óptima basándose en la información disponible o a mano, para dar respuesta a objetivos de la gestión. El aprendizaje es un subproducto del manejo, no de la experimentación, y su objetivo es reducir la incertidumbre en el proceso de toma de decisiones.

2. **El MAR es demasiado riesgoso.** Esto es relativo, ya que todas las decisiones que se toman sobre los recursos naturales llevan consigo un riesgo inherente y el MAR reduce el riesgo al establecer claramente los objetivos de manejo, incorporando información disponible, basándose en ello para determinar las decisiones óptimas para lograr los objetivos en un contexto formal, repetible y comprobable. Las acciones de manejo, o la falta de ellas, siempre provocará riesgo e incertidumbre sobre los resultados, sin embargo, una mayor incertidumbre sobre los resultados de las decisiones implican un mayor riesgo. Asimismo, dado que el MAR está específicamente diseñado para reducir la incertidumbre en el proceso de la toma de decisiones, su aplicación está directamente orientada a reducir el riesgo en la toma de decisiones.

3. **El MAR es complicado y costoso.** Como veremos más adelante, el MAR no es un proceso complicado, en realidad, la mayoría de los componentes del MAR, la elección y toma de acciones de manejo, monitoreo de los resultados y modelado, son conducidas en forma rutinaria en el manejo de los recursos naturales o en el manejo de un sistema productivo con enfoque ambiental. Además, se verá que las matemáticas que se utilizan son muy claras y nada complicadas. En realidad, en el MAR nos esforzamos por usar los modelos más simples posibles, aquellos que son biológicamente “aburridos” y simplistas, pero que sirven al propósito de toma de decisiones. En aquellos problemas de toma de decisión más complejos donde se determina una decisión óptima, la computación puede ser más compleja, sin embargo, hay disponible software fácil de usar tal como Netica (Norsys Software Corp., Vancouver, BC, Canadá), u hojas de cálculo informatizadas, tales como Microsoft Excel (Microsoft, Redmond, Washington). Estas herramientas son extremadamente efectivas en el tratamiento de las necesidades informáticas de aquellos que deben tomar las decisiones. Además, el MAR es rentable, ya que asegura que los directivos o administradores de proyectos controlen los factores de importancia, a una escala relevante para los objetivos. Por último, al reducir la incertidumbre en el proceso de toma de decisiones, el MAR disminuye la probabilidad de tomar una decisión costosa e ineficaz.

Bibliografía

- Allan, C. and G.H. Stankey. 2009. Adaptive Environmental Management. A Practitioner's Guide. Springer.
- Allen, C.R., J.J. Fontaine, K.I. Pope, Ahjond S. Garmestani. 2011. Adaptive management for a turbulent future. *Journal of Environmental Management*. 92:1339-1345
- Argent, R. M. 2009. Components of Adaptive Management. En pág 11-32, C. Allan and G.H.Stankey (eds.). *Adaptive Environmental Management: A practitioner's Guide*. Springer.
- RECOVER, 2010. CERP Adaptive Management Integration Guide. Restoration Coordination and Verification, C/O U.S. Army Corps of Engineers, Jacksonville District, Jacksonville, FL and South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL.
- Clemen, R. T. 1996. Making hard decisions: an introduction to decision analysis. Pacific Grove : Duxbury Press, cop. USA. ISBN: 0-534-26034-9
- Conroy, M.J., and J.P. Carroll. 2009. Quantitative Conservation of Vertebrates. Wiley, New York.
- Conroy, M.J. , Baker, R.J., Dillingham, P.W., Fletcher, D., Gormley, A.M., and Westbrook, I.M., 2008. Application of decision theory to conservation management : recovery of Hector's dolphin. *Wildlife Research* 35:93-102
- Conroy, M.J. and J.T. Peterson. 2013. Decision Making in Natural Resource Management. A Structures, Adaptive Approach. Wiley-Blackwell. 456pp.
- Converse, S. J., M. C. Runge, J. E. Lyons. 2013. Uncertainty. Module 14 in Runge M. C., Cochrane J. F., Converse S. J., Szymanski J. A., Smith D. R., Lyons J. E., Eaton M. J., Matz A., Barret P. Nichols J. D., Parkin M. J., Motivans K., Brewer D. C. Introduction to structured decision making, 11th edition. U. S. Fish and Wildlife Service, National Conservation Training Center, Shepherdstown, West Virginia, USA.
- ESSA. 2014. <http://essa.com/services/da/hydroelectric/>
- Failing, L., R. Gregory, and P. Higgins. 2013. Science, Uncertainty, and Values in Ecological Restoration: A Case Study in Structured Decision-Making and Adaptive Management. *Restoration Ecology* 21:422-430.
- Goijman, A.P., M.J. Conroy, R. Moore and M.E. Zaccagnini. 2012a. Application of Bayesian belief networks to balance conservation of bird diversity with landowner values in Entre Ríos, Argentina. October, 2012 Conference of the Wildlife Society, Portland, Oregon. USA.
- Goijman, A.P., Conroy, M.J., Moore, R. and M. E. Zaccagnini. 2012b. Application of Structured Decision Making and Adaptive Resource Management (SDM/ARM) to Balancing Conservation of Bird Diversity with Landowner Values in Entre Ríos, Argentina. Proceedings of the 2012 AMCS (Adaptive Management Conference Series), June 12-14, Ithaca, NY. USA
- Gregory, R. and L. Failing. 2002. Using decision analysis to encourage sound deliberation: Water use planning in British Columbia, Canada. *Journal of Policy Analysis and Management* 21:492-499.
- Gregory, R., L. Failing, M. Harstone, G. Long. T. McDaniels, and D. Ohlson. 2012. Structures Decision Making. A Practical Guide to Environmental Management Choices. Wiley-Blackwell. 299pp.
- Gregory, R. and Long. G. 2009. Using structured decision making to help implement a precautionary approach to endangered species management. *Risk Analysis* 29:518-532

Hammond, J. S., Keeney, R. L., & Raiffa, H. 1999. Smart choices: a practical guide to making better life decisions. Random House LLC.

Irwin, B. J., W. Liu, J. R. Bence, and M. L. Jones. 2012. Defining Economic Injury Levels for Sea Lamprey Control in the Great Lakes Basin. *North American Journal of Fisheries Management* 32:760–771.

Keeney, R. L. 2004. Making better decision makers. *Decision Analysis*, 1(4): 193-204.

Lee, K. N. 1999. Appraising adaptive management. *Conservation Ecology* 3(2): 3. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3>

Liu, S., T. Walshe, G. Long, and D. Cook. 2012. Evaluation of Potential Responses to Invasive Non-Native Species with Structured Decision Making. *Conservation Biology* 26:539-546.

Marcot, B. G., M. P. Thompson, M. C. Runge, F. R. Thompson, S. McNulty, D. Cleaves, M. Tomosy, L. A. Fisher, and A. Bliss. 2012. Recent advances in applying decision science to managing national forests. *Forest Ecology and Management* 285:123-132.

McDaniels, T. L., R. Gregory, J. Arvai, and R. Chuenpagdee. 2003. Decision structuring to alleviate embedding in environmental valuation. *Ecological Economics* 46:33-46.

McFadden, J. E., T. L. Hiller, and A. J. Tyre. 2011. Evaluating the efficacy of adaptive management approaches: Is there a formula for success? *Journal of Environmental Management* 92:1354-1359.

Moore, C. T., E. V. Lonsdorf, M. G. Knutson, H. P. Laskowski, and S. K. Lor. 2011. Adaptive management in the US National Wildlife Refuge System: Science-management partnerships for conservation delivery. *Journal of Environmental Management* 92:1395-1402.

Nyberg, B. 1999. Implementing Adaptive Management of British Columbia's Forests – Where Have We Gone Wrong and Right? In: McDonald, G.B., J. Fraser and P. Gray (eds.). *Adaptive Management Forum: Linking Management and Science to Achieve Ecological Sustainability*. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario, Canada, pp. 17-20.

Ogden, A. E. and J. L. Innes. 2009. Application of Structured Decision Making to an Assessment of Climate Change Vulnerabilities and Adaptation Options for Sustainable Forest Management. *Ecology and Society* 14.

Runge M. C., J. F. Cochrane. 2013. Why Structured Decision Making?. Module 1 in Runge M. C., Cochrane J. F., Converse S. J., Szymanski J. A., Smith D. R., Lyons J. E., Eaton M. J., Matz A., Barret P. Nichols J. D., Parkin M. J., Motivans K., Brewer D. C. *Introduction to structured decision making*, 11th edition. U. S. Fish and Wildlife Service, National Conservation Training Center, Shepherdstown, West Virginia, USA.

Salafsky, N, R. Margoluis and K. Redford, 2001. *Adaptive Management: a Tool for Conservation Practitioners*. BSP Analysis and Adaptive Management Program. Washington, DC.

Salafsky, N., R. Margoluis, K. H. Redford, and J. G. Robinson. 2002. Improving the practice of conservation: a conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation Biology* 16:1469-1479.

Williams, B. K., R. C. Szaro, and C. D. Shapiro. 2009. *Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Technical Guide*. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.

PARTE I

Conceptos, modelos y herramientas

Capítulo 2

Desarrollo del enfoque para la toma de decisiones estructuradas (TDE)

Michael J. Conroy

En este capítulo, describo los elementos principales de la toma de decisiones estructuradas (*structured decision making*, TDE): (1) desarrollo del planteamiento de un problema, (2) definición de los objetivos, (3) especificación de las alternativas de decisión, y (4) los límites espaciales y temporales de un problema de decisión. Luego, describo algunos principios generales para comparar y elegir entre alternativas de decisión. Brevemente, introduzco el uso de modelos predictivos en la toma de decisiones, y planteo la discusión del tema de la incertidumbre; estos temas serán tratados con mayor profundidad en los Capítulos posteriores. Luego trato el tema de cómo desarrollar objetivos fáciles de alcanzar en el manejo de recursos naturales, y hago una importante distinción entre los objetivos fundamentales y los medios. Abordo objetivos que compiten entre sí, resultados de valores múltiples, limitaciones en la toma de decisiones y las decisiones vinculadas. Finalmente, una breve introducción de enfoques de optimización, que en algunos casos sólo requieren métodos de clasificación o gráficos simples, pero generalmente requieren programas especializados de computación para su solución.

Desarrollo del planteamiento de un problema

Muchos problemas de decisión en la gestión o manejo de los recursos naturales, fracasan o no se resuelven eficientemente debido a una falla en la definición adecuada del problema de decisión desde un principio. El *planteamiento de un problema* pasa de ser una tarea imprecisa –“Ayudar a los agricultores a manejar el daño producido a los cultivos por las palomas”- a ser una exposición positiva que conecta acciones con resultados cuantificables en un plazo de tiempo especificado “Utilizar métodos de control letales y no letales para reducir los daños a la agricultura dentro de límites aceptables, mientras se evitan daños innecesarios a otros recursos, manteniéndose dentro de los límites presupuestarios”. Un planteamiento del problema debe proponer una *acción* (o conjunto de alternativas) que *predecimos* llevarán a *resultados* que cumplan con los *objetivos*. El análisis de un problema de decisión siempre debería comenzar con un planteamiento del problema en forma general.

Una vez que se desarrolla el enunciado del problema, podemos tomar medidas para “resolver” el problema. Generalmente, es más natural comenzar preguntándonos cuáles son los *objetivos*. Como veremos más adelante en este Capítulo, esto es un poco más complicado de lo que parecía al principio. Los objetivos son resultados específicos y medibles en relación con las decisiones que hemos tomado. Como veremos, es importante distinguir entre los *objetivos fundamentales* –que representan nuestros valores fundamentales o principales– y los *objetivos medios*– que son necesarios para cumplir con los objetivos fundamentales.

Un siguiente paso es determinar las acciones o *decisiones* que tenemos a nuestra disposición. Por más obvio que parezca este paso, mis colegas y yo nos hemos encontrado con situaciones en las que los administradores de recursos estipulan los objetivos que desean alcanzar, pero son incapaces de describir las acciones para lograr dichos objetivos. Las alternativas de decisión incluyen no sólo acciones manipulables, tales como manejo del hábitat y de la cosecha, sino también otras acciones tales como la designación de las reservas, protección legal de especies y hábitats. Y no debemos olvidar que la “no acción”, es una opción –aunque esta sea deliberada o por defecto (por ejemplo a causa de indecisión por falta de información).

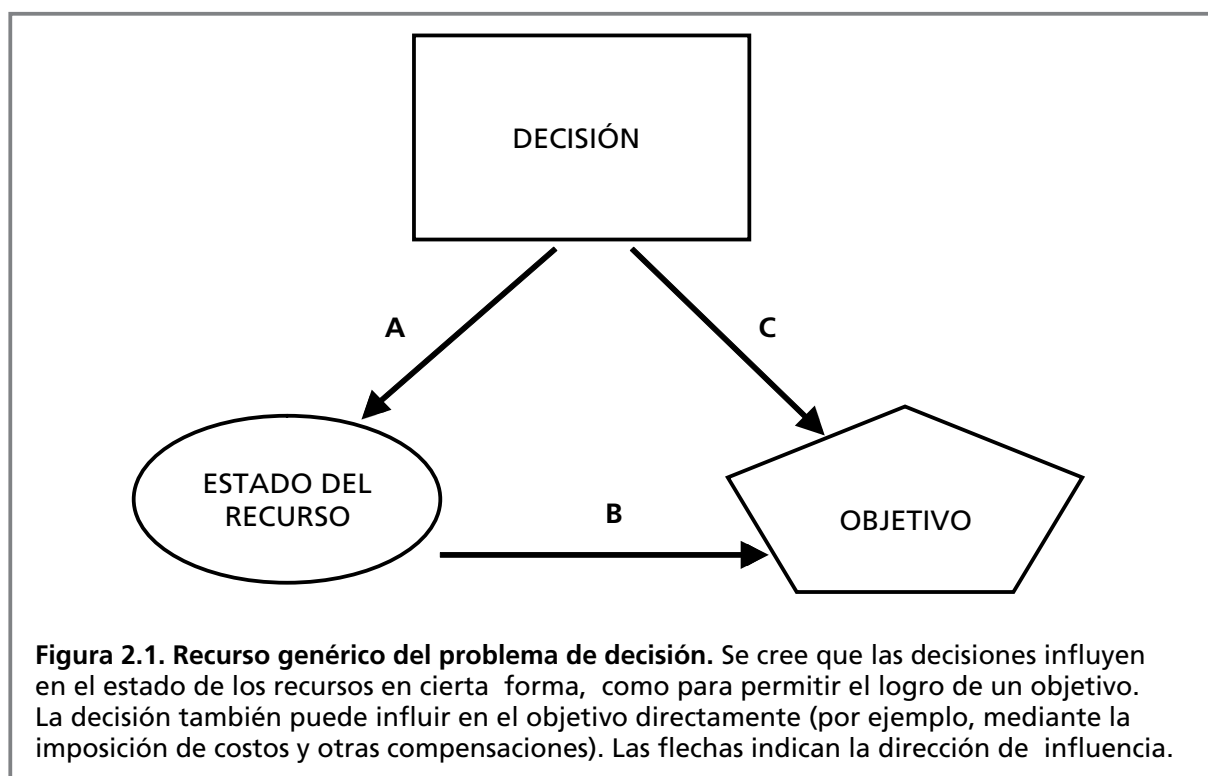
También necesitamos definir los límites espaciales y temporales de un problema. Por ejemplo, ¿estamos tratando de desarrollar un plan forestal sustentable para la Provincia de Chubut, para toda la Patagonia o para toda la Argentina? ¿Tenemos objetivos a corto plazo (por ejemplo un plan para los próximos 5 años?, ¿o a largo plazo (a 50, 100 o más años)? En muchos casos, los objetivos a corto plazo y a largo plazo están vinculados, de manera que se considera a los objetivos a corto plazo como una forma de lograr los objetivos a largo plazo. Por último, debemos considerar la resolución espacial y temporal sobre la cual estamos tomando decisiones, o en la que los resultados serán evaluados. Por ejemplo, podríamos estar interesados sólo en minimizar los daños a los cultivos en promedio a escala de paisaje, o también podríamos estar preocupados por cómo el daño se distribuye entre las unidades espaciales, tales como campos individuales, cómo varía en el tiempo, o ambos.

Finalmente, al determinar nuestro problema de decisión, debemos estar siempre alerta a los obstáculos para dicho proceso. Una realidad que debemos enfrentar es el hecho de que la relación entre las decisiones y los resultados se ve empañado por la *incertidumbre*, y típicamente, lo mejor que solemos tener es un conjunto de creencias o *un modelo* que pensamos que es muy probable que se produzca dada una decisión determinada. Volveré sobre este punto con más detalle en el Capítulo 3, dónde también discutiremos cómo la incertidumbre puede reducirse utilizando la información de retroalimentación de los programas de monitoreo. Por ahora, me limitaré a señalar que la incertidumbre por sí sola *no* es un obstáculo para la toma de decisiones. Sin embargo, los obstáculos se producen cuándo los que toman las decisiones confunden la creencia de cómo los sistemas naturales responden a las acciones, con los valores que están tratando de lograr en el objetivo. Espero poder convencer al lector de que incluso podemos tratar una profunda incertidumbre, pero sólo *si primero nos ponemos de acuerdo sobre los objetivos que estamos tratando de lograr*. Lamentablemente, la historia de la gestión de recursos tiene muchos ejemplos dónde la *creencia* acerca de cómo funcionan los sistemas de recursos naturales se ha confundido con los *valores* que estamos tratando de lograr. Gran parte de la “controversia” sobre

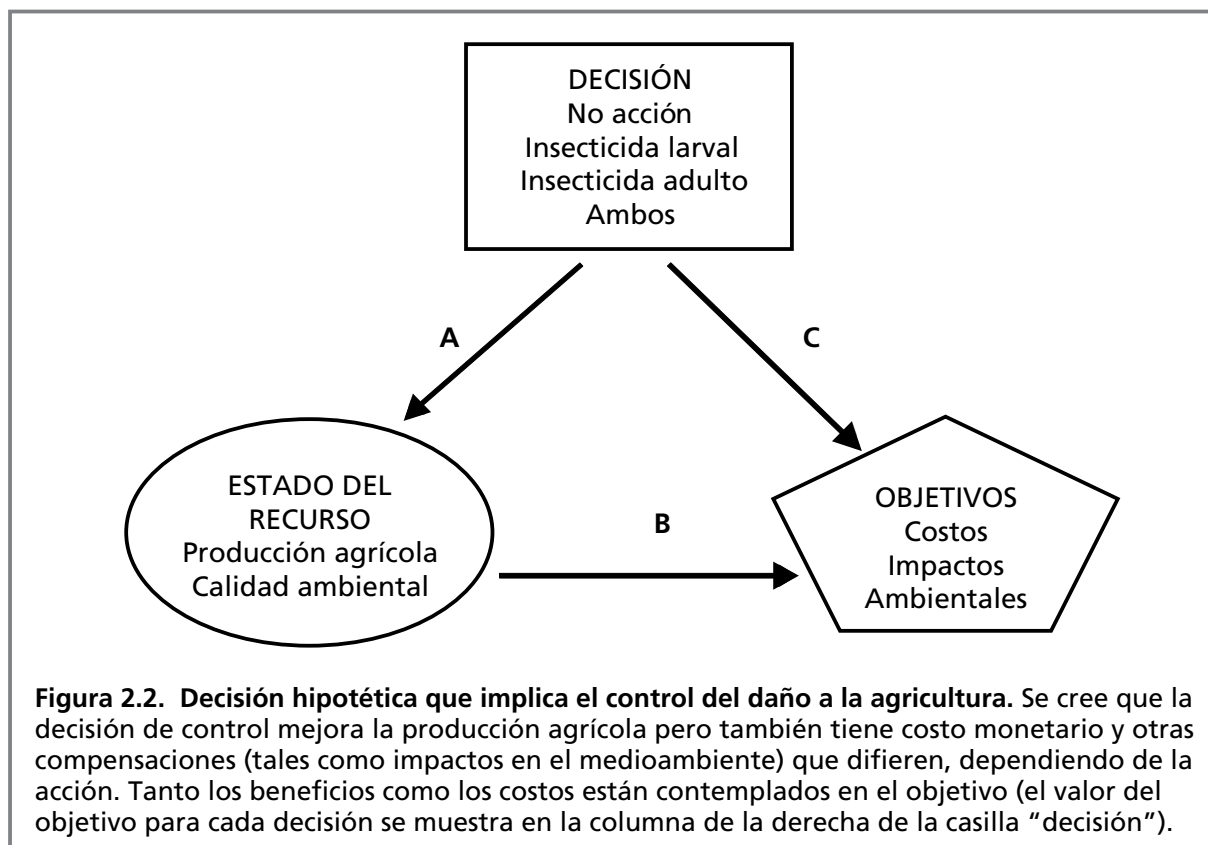
el cambio climático tiene menos que ver con la incertidumbre (aunque existe) sobre los procesos climáticos, que con las distintas filosofías económicas y políticas. La clara separación entre las *creencias* y los *valores* es, por lo tanto, algo que nosotros no sólo alentamos sino que insistimos en que se lleven a cabo en las primeras etapas de los análisis de decisión.

Enfoques generales para la toma de decisiones óptimas

Una vez que tenemos una exposición concisa del problema de decisión, es una buena idea descomponer el enunciado del problema en sus componentes. Todos los problemas de decisión comparten 3 elementos: 1) un objetivo, 2) un conjunto de alternativas de decisión (o rango de acciones) que pueden utilizarse para alcanzar los objetivos, y 3) un modelo de influencia en la decisión que represente nuestras creencias en la forma en que cada alternativa de decisión puede conducir a resultados que cumplan (o no) con el objetivo. Un diagrama de flujo o de red puede ser útil para garantizar que estamos incluyendo todos los elementos del problema de decisión, pero también que estamos evitando la confusión entre ellos (por ejemplo, no confundamos objetivos con creencias). Tomemos por ejemplo un problema de decisión genérico, donde la satisfacción de un objetivo en relación a la conservación de un recurso depende de nuestra habilidad para manipular o de otra manera influir en el “estado” de un recurso (Figura 2.1). “Estado” simplemente se refiere a cualquier condición(es) de la naturaleza, tales como abundancia poblacional, condiciones de hábitat, diversidad, o cualquier otro atributo que podamos medir. Tomando en cuenta un problema más específico, podríamos estar planeando un programa para reducir los daños causados a los cultivos agrícolas por una plaga de insectos. No tomar ninguna acción resultará en una continua pérdida de la producción agrícola (valor -1), se supone que los larvicidas mejorarán ligeramente la situación (valor 1), se supone que los insecticidas para



adultos reducirán el problema en gran medida (valor +2), y serán aún más efectivos combinados con repelentes (+3). Sin embargo, es de suponer que estas acciones tendrán costos para el medio ambiente de 0, 2, 3, 4 en caso de no tomar acciones, larvicidas, insecticidas para adultos, o ambos respectivamente (Figura 2.2).



Ahora que hemos aclarado la relación entre ambas decisiones, los estados medibles y los objetivos, podemos explorar medios para encontrar las decisiones óptimas, me refiero a "seleccionar la decisión que nos proporcione los mejores valores para los objetivos comparados con todas las decisiones que compiten". Naturalmente, esto supone que nuestro objetivo incluye adecuadamente nuestros valores (por ejemplo, el balance entre objetivos de conservación y costos u otros usos de recursos que compiten. Existen métodos más sofisticados para optimizar la decisión de problemas complejos, pero para los problemas simples, frecuentemente podemos obtener una respuesta, simplemente examinando una lista de valores o un modelo gráfico y seleccionando la decisión asociada con el mayor (o menor) valor, dependiendo de si la meta es minimizar o maximizar los valores de los objetivos. En nuestro ejemplo de control, hay una relación muy simple entre las decisiones, los resultados y los valores de los objetivos, computando el valor del objetivo como valor de recurso dividido por el costo, conduciendo al valor para cada decisión candidata, resultando en:

Decisión	Resultado predicho del recurso	Valor del Recurso	Costo	Valor del Objetivo
Sin acción	Igual	-1	0	-1
Insecticida para Larvas+Adultos	Mucho, mucho mejor	3	4	0,75

Suponiendo que el objetivo sea maximizar el valor del recurso por unidad de costo, simplemente examinando los valores de los objetivos, es evidente que “los insecticidas para larvas más adultos” es la mejor decisión.

Predicción del impacto de las decisiones y toma de decisiones bajo incertidumbre

La mayoría de los problemas de recursos son más complicados, por varias razones, incluyendo el hecho de que la relación entre los resultados de las decisiones y de los objetivos a menudo involucra soluciones de compromiso y dinámicas que no pueden ser descriptas en una simple lista o forma de ecuación. En el ejemplo de control, asumimos de forma implícita que hay una relación 1:1 entre las acciones (no acción, insecticidas para larvas, adultos, o ambos) y los resultados (la producción agrícola declina, se estabiliza, o mejora). Aún si pudiéramos justificar dichos supuestos, es necesario que éstos sean estipulados de forma explícita. Creemos que la mejor manera de ser claros acerca de los supuestos clave en el modelo de decisión es formalizar las relaciones supuestas en un *modelo* explícito. Por “modelo”, simplemente nos referimos a “cualquier conceptualización de la relación entre decisiones, resultados y otros factores”. Por lo tanto, los modelos pueden ser matemáticos e incluir computadoras, pero también pueden ser simples diagramas de flujo (por ejemplo, Figuras 2.1 y 2.2). Formalizar nuestras supuestos en un modelo, sin importar cuán simple o complejo sea (nosotros, sin embargo, preferimos la forma simple), tiene varias ventajas. En primer lugar, los supuestos clave relacionados con el proceso de toma de decisiones son ahora transparentes, y pueden ser examinados completamente por todas las partes que participan en la decisión. Durante este proceso podemos confirmar nuestros supuestos, o podemos decidir examinarlas, incluir nuevas ideas o abandonarlas por completo. En segundo lugar, se necesita la influencia de un modelo de decisión formal, para conducir un análisis de decisión cuantitativo, que generalmente requerirá que especifiquemos los valores de los parámetros para las relaciones clave, lo que a su vez derivará del análisis de los datos obtenidos de estudios previos, o programas de monitoreo (Capítulo 3).

Además, prácticamente todos los problemas de decisión implican *incertidumbre*. Tomando un ejemplo simple de la vida diaria, supongamos que debemos enfrentar la decisión de si comprar un seguro de viaje por adelantado antes de un próximo viaje. El valor de la decisión que tomemos (comprar o no comprar un seguro dependerá del resultado, experimentaremos o no una prueba ya sea un accidente o enfermedad, lo que resultará en un costoso cambio de planes) que obviamente sucederá en el futuro, y que no puede predecirse con certeza (Figura 2.3). La

incertidumbre afecta tanto las decisiones que tomamos (o deberíamos tomar) como el valor de la decisión que realmente tomemos. En el ejemplo del seguro de viaje, sólo si tenemos un conocimiento perfecto por anticipado del resultado, podremos tomar la decisión “perfecta”; en todos los otros casos nuestra decisión requerirá que evaluemos la probabilidad de cada resultado, y algunas veces nos “equivocaremos”, lo que significa que el resultado será menos deseable de lo esperado. Sin embargo, hagamos, por favor, una distinción entre estar “equivocados” en el sentido de un resultado menos deseable a raíz de un proceso de toma de decisión sólido, y el que resulte de seguir un proceso de decisión equivocado (lo que puede derivar ocasionalmente en buenos resultados por accidente). Nadie puede estar seguro de obtener un buen resultado de una decisión específica, pero *podemos* asegurarles que si siguen un proceso de decisión sólido:

- a largo plazo, lo harán mejor que si no lo hacen
- estarán en posición de defender su decisión aun cuando los resultados sean pobres

Decisión	Evento	
	Viaje interrumpido	Viaje Ok
Comprar seguro	Satisfecho (Estamos preparados)	Insatisfecho (Gastos Innecesarios)
No comprar seguro	Insatisfecho (Pérdidas no aseguradas)	Satisfecho (No incurrimos en gastos que se tornarán innecesarios)

Figura 2.3. Toma de decisiones bajo incertidumbre. Satisfacción relativa (utilidad) de las combinaciones de resultado de la decisión. La toma de decisiones se considera bajo incertidumbre porque no podemos predecir el resultado (viaje interrumpido o viaje ok) que sigue a cada decisión.

La distinción entre *proceso* y *resultado* queda acentuada (aunque sea de modo irónico) por la siguiente tabla de Russo y Shoemaker (2001):

	Buen resultado	Mal resultado
Buen proceso	Éxito merecido	Mala suerte
Mal proceso	Pura suerte	Justicia divina

Siguiendo un “buen proceso” no nos aseguramos obtener buenos resultados. Esperamos experimentar más cantidad de buenos que de malos resultados, pero los malos resultados que realmente experimentamos son comprensibles en el contexto de nuestro proceso de toma de decisiones. Por otra parte, como veremos en el Capítulo 4, nos brindan las oportunidades de aprender y tomar mejores decisiones en el futuro. Seguir un “mal proceso”, ocasionalmente dará lugar a resultados deseables, pero éstos no serán comprensibles en el contexto de un proceso de decisión, y no nos brindarán el potencial para aprender o mejorar.

Tipos de incertidumbre

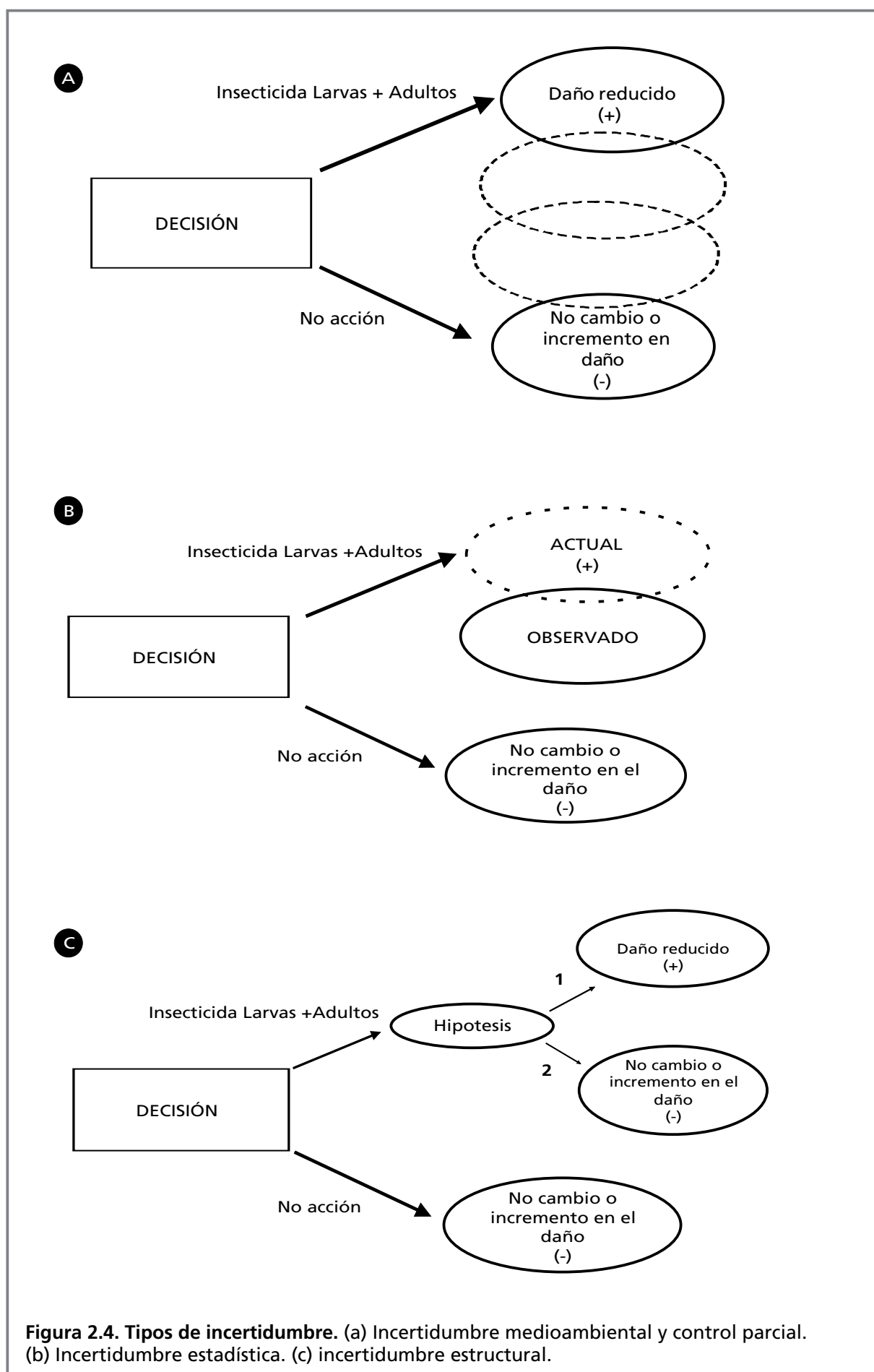
El ejemplo del viaje ilustra *incertidumbre ambiental*, debido al hecho de que muchos aspectos de la naturaleza que están fuera del control de quien toma la decisión y varían al azar, pueden influir en los resultados. Tengan en cuenta que *aleatorio* no es lo mismo que *impredecible*. Generalmente podemos predecir la probabilidad de eventos aleatorios basados en la experiencia u otra información. Otro tipo de incertidumbre con la que nos encontraremos comúnmente en el manejo de los recursos naturales, será la *controlabilidad parcial*, dónde nuestra acción deseada no está en sí misma completamente bajo nuestro control, pero también se ve influenciada por otros factores. En el ejemplo de control de una plaga agrícola, podemos *decidir* combinar el uso de veneno, pero un cambio en las condiciones climáticas puede dar como resultado que el veneno sea menos efectivo (Figura 2.4a). También es importante la *incertidumbre estadística u observabilidad parcial*, que se presenta debido a que somos incapaces de “ver” plenamente la naturaleza. Esto afecta nuestra capacidad de evaluar qué decisión tomar o qué resultados seguirán a nuestra toma de decisiones. Por ejemplo, si deseamos evaluar los impactos de la intensificación agrícola en las poblaciones de aves, probablemente deberemos tomar nuestras decisiones utilizando relevamientos de abundancia y ocupación basados en *muestras estadísticas y estimaciones* y no en una enumeración exacta (Figura 2.4b). Volveremos sobre el tema de la incertidumbre estadística y el uso de datos de monitoreo en el Capítulo 4.

Finalmente, un tipo de incertidumbre muy importante que deberíamos considerar es la *incertidumbre estructural*, que se refiere a la incertidumbre en las relaciones básicas en cuanto a nuestra creencia (o modelo) de influencia en la decisión. La incertidumbre estructural puede generalmente estar representada por modelos alternativos (hipótesis), por ejemplo, en el ejemplo de control una hipótesis es que el veneno efectivamente controlará el daño reduciendo las poblaciones (Figura 2.4c). Sin embargo, puede ser plausible que los mecanismos compensatorios den como resultado que el control no tenga el efecto deseado. Incluyendo la alternativa, los modelos que compiten (hipótesis) en la influencia de las decisiones, nos permiten “ampliar nuestras apuestas” en la toma de decisiones y no creer completamente en un modelo que puede estar equivocado. Este enfoque también ofrece la oportunidad de aprender mediante un *manejo adaptativo*. Exploraremos estas ideas con más detalle en el Capítulo 4.

Manejo de la incertidumbre en la toma de decisiones

Acabo de enumerar varios tipos y fuentes de incertidumbre que pueden ser importantes en la administración de los recursos naturales, y mostrado cómo éstas afectan las decisiones que se toman o pueden tomarse, junto con el valor del resultado de los recursos alcanzado. Sin embargo, no hemos considerado realmente cómo tomar en cuenta la incertidumbre en la toma de decisiones.

En primer lugar, podríamos ignorar la incertidumbre o pretender que no existe. Esperamos que a esta altura, estemos de acuerdo que esta no es una muy buena idea. Lamentablemente, parece ser una práctica común entre muchos organismos de manejo de recursos naturales y ONGs. Por lo menos, no parece algo común que la incertidumbre sea reconocida explícitamente



o manejada formalmente en la toma de decisiones sobre los recursos naturales. Esperamos, al escribir este libro, ayudar a cambiar dicha actitud. Un segundo enfoque es tratar de reducir o controlar varias fuentes de incertidumbre, lo que funcionará algunas veces. Por ejemplo, en el problema de control de plagas, podemos esperar que se den condiciones climáticas óptimas, y en otros momentos aplazar el tratamiento. Lo que hemos hecho realmente, es añadir otra variable de monitoreo (condiciones climáticas) a nuestro modelo, y esto puede ayudarnos a reducir pero no eliminar, la incertidumbre, al menos de esta fuente. También podemos reducir la incertidumbre estadística mejorando nuestro diseño de muestreo y diseñando y utilizando métodos de estadística apropiados (Capítulo 4).

Sin embargo, nunca seremos capaces de eliminar esta fuente de incertidumbre del proceso de toma de decisiones, y generalmente necesitaremos admitir la incertidumbre como algo a lo que debemos hacer frente en la toma de decisiones. La forma habitual de hacer esto es representar la incertidumbre teniendo en cuenta las distribuciones estadísticas y considerar que el valor del resultado de la decisión tendrá un valor determinado por estas distribuciones. Es decir, vamos a suponer que (1) un resultado *podría* tomar un valor indicado por esta(s) distribución(es), pero (2) algunos valores serán más probables que otros, basados en nuestro modelo de probabilidad. Luego, como es de esperar, haremos un promedio de los valores objetivos sobre las distribuciones estadísticas para cada decisión, y seleccionaremos la decisión que produzca el mejor promedio o *valor esperado*.

Volvamos al ejemplo de control de plagas. Anteriormente, asumimos básicamente que si implementábamos una decisión particular, estaríamos seguros de obtener un resultado de recursos particular, que tendría un valor dado. Así que, si tomamos la decisión de usar un “insecticida para adultos” podemos estar seguros que el resultado va a ser “mucho mejor”, en términos de valor del recurso, con un valor del objetivo resultante (valor resultante / costo) de 0.67. Supuestos similares, darán lugar a valores esperados para cada una de las otras decisiones (Tabla 2.1a).

Ahora, en lugar de asumir la certeza, vamos a suponer que son posibles otros resultados, de acuerdo con el modelo de probabilidad (basado en análisis previos, experiencia o la opinión de expertos). Por ejemplo, podríamos tener un modelo que prediga que tras la aplicación de insecticidas dirigidos a adultos, hay un 80% más de probabilidad que el resultado de los recursos mejore modestamente (“mucho mejor”), pero un 10% de que mejorará mucho (“mucho mucho mejor”), pero también un 10% de que sólo habrá una ligera mejoría (“mejor”). Calcularíamos el valor esperado de la decisión, promediando los valores de cada uno de estos resultados, potenciado por la probabilidad de cada resultado. Veremos de manera más general cómo hacer esto en el Capítulo 3, pero para este ejemplo específico tenemos:

$$E(\text{insecticida para adultos}) = 0,67 \times 0,80 + 0 \times 0,10 + 1 \times 0,10$$

Si especificamos la distribución de probabilidad para cada una de las otras decisiones, esto nos lleva a los valores esperados para las 4 decisiones (Tabla 2.1b)

Tengamos en cuenta que en este ejemplo, la decisión óptima (insecticida para larvas + adultos) no cambia como resultado de la incertidumbre, pero su valor es más bajo (0.70 vs 0.75). Volveremos sobre este tema en el Capítulo 4, dónde discutiremos formas de reducir la incerti-

Tabla 2.1. Las probabilidades y los valores de utilidad de los resultados y los valores de decisión esperados para el problema de plagas agrícolas. (a) resultados ciertos, dada cada decisión, (b) resultados inciertos con probabilidades especificadas, dada cada decisión.

(A)

	Probabilidad				Valor				VE
	Igual	Mejor	Mucho mejor	Mucho mucho mejor	Igual	Mejor		Mucho mucho mejor	
Sin acción	1	0	0	0	-1	1	2	3	-1
Insecticida para larvas	0	1	0	0	-0.5	0.5	1	1.5	0.5
Insecticida para adultos	0	0	1	0	-0.3333	0.33	0.666667	1	0.67
Insecticida para larvas y adultos	0	0	0	1	-0.25	0.25	0.5	0.75	0.75

(B)

	Probabilidad				Valor				VE
	Igual	Mejor	Mucho mejor	Mucho mucho mejor	Igual	Mejor		Mucho mucho mejor	
Sin acción	0.8	0.2	0	0	-1	1	2	3	-0.6
Insecticida para larvas	0.1	0.8	0.1	0	-0.5	0.5	1	1.5	-0.45
Insecticida para adultos	0	0.1	0.8	0.1	-0.3333	0.33	0.666667	1	0.67
Insecticida para larvas y adultos	0	0	0.2	0.8	-0.25	0.25	0.5	0.75	0.75

dumbre a través del monitoreo. Hay otros enfoques que no necesariamente implican maximizar o minimizar el valor promedio del objetivo, tales como evitar los resultados extremadamente “malos”. Pero todos estos enfoques tienen en común el reconocimiento explícito de la incertidumbre, y generalmente se lo representa utilizando distribuciones de probabilidad, incluso si son sólo discretas (como las anteriores).

Desarrollo de objetivos

Como dijimos anteriormente, *objetivos* se refiere a la consecución de resultados particulares y medibles en relación a las decisiones que hemos tomado. La adecuada definición de los objetivos explícitos es un paso crítico en la toma de decisiones y por lo tanto deberían abordarse con cuidado y rigurosidad. Tengamos en cuenta que para que los objetivos sean útiles deben ser medibles, y por lo general ser *predecibles* y *observables*. Con el objetivo de tomar decisiones inteligentes evaluando soluciones de compromiso entre las opciones que compiten, primero necesitamos ser capaces de predecir cómo una decisión dada llevará a resultados medibles de los objetivos. Luego, una vez que se hayan implementado las decisiones, deberíamos evaluar los resultados actuales para poder medir si se están cumpliendo los objetivos. En el Capítulo 4 vamos a profundizar sobre cómo llevamos a cabo la construcción de un modelo de predicción

de impactos de las decisiones. Aquí, asumimos que tenemos dicho modelo de predicción, y nos enfocamos en la definición apropiada de objetivos medibles.

Por ejemplo, consideremos el problema tratado anteriormente, aquel que se refería al control del daño producido por plagas de insectos en los cultivos agrícolas. Nuestro enunciado del problema era el siguiente:

“Usar los métodos de control letales y no letales para reducir el daño agrícola dentro de ciertos límites, evitando el daño innecesario a otros recursos y manteniéndonos dentro de las limitaciones presupuestarias”

Sin embargo hay algunas dificultades con este enunciado, y probablemente necesitaremos ser más específicos con el objetivo para que, de esa manera, podamos evaluar los resultados medibles.

- ¿Qué queremos decir con “límites aceptables en la pérdida de una cosecha”? ¿Las unidades, son toneladas métricas de cultivos, pesos o alguna otra medida?
- ¿Qué otros “recursos” específicos nos preocupan; qué impactos son “aceptables”, y cómo vamos a evaluar estos impactos?

Como ejemplo de un objetivo más específico y potencialmente cuantificable, podríamos tomar:

- Dentro de los 5 años, reducir la pérdida monetaria anual de los cultivos debido a plagas de insectos en la Provincia de Córdoba, Argentina, en un 50%, mientras gastamos menos del 10% de los ingresos brutos en medidas de control, manteniendo la contaminación ambiental dentro de los límites legales.

El objetivo, tal como ha sido expuesto, tiene varias características:

- Es cuantificable (asumiendo que los cálculos anuales de pérdida de cosecha, costos de control y contaminación estén disponibles).
- Especifica un lapso de tiempo razonable y alcance espacial para el problema, de modo que el objetivo pueda ser evaluado oportunamente.

Es posible hacer consideraciones adicionales, por ejemplo:

- El objetivo tal como ha sido expuesto, está dirigido sólo a la pérdida de cultivos y otros resultados a nivel regional. Se podrían añadir restricciones, especificando rangos aceptables para estos resultados a escalas espaciales más detalladas.

Una clase diferente de ejemplo, implica la conservación de las aves endémicas en Nueva Zelanda. Las aves endémicas en Nueva Zelanda han sido profundamente afectadas por organismos introducidos, incluyendo la zarigüeya de cola peluda de Australia (destrucción de la vegetación, competencia por el alimento). Ratas y ratones del Viejo Mundo (depredación de nidos) y carnívoros como armiños, hurones y gatos silvestres (depredación de nidos y aves). La vegetación nativa también ha sido desplazada por malezas invasoras introducidas y otras plantas. Un enfoque general para la conservación de las aves de Nueva Zelanda es la siguiente:

“Utilizar control letal (trampas, caza, veneno), y no letal (alambrado) para el control de ratas, zarigüeyas y otros mamíferos y el manejo de la vegetación (control de plantas nocivas, plantación de vegetación deseable) para restablecer las aves endémicas de la isla a niveles viables dentro de los 20 años”.

Para traducir esto en objetivos cuantificables, necesitamos ser más específicos en cuánto a qué queremos decir con “viable”, lo cual puede ser un problema, ya que probablemente no exista un estándar de “viabilidad” que sea común a todas las especies. Además, las estimaciones confiables de las escalas de medición relativas a la viabilidad, tales como la abundancia y las tasas vitales, es improbable que estén disponibles para todas (o incluso algunas) especies de interés. Por lo tanto, podría ser necesario replantear el objetivo en términos de atributos que *puedan* ser medidos (es decir, estimado a partir de datos de campo), tales como ocupación de las especies. Por ejemplo, un objetivo razonable (y cuantificable) podría ser reformulado como:

- “Maximizar la ocupación de lugares adecuados para cada especie prioritaria”

Como veremos, sin embargo, dicho objetivo puede implicar conflictos entre los sub-objetivos. En este ejemplo, algunas especies pueden competir entre ellas, tener necesidades de hábitat conflictivas o incluso ser mutuamente excluyentes. Más adelante en este Capítulo trataremos con más profundidad el balance entre los objetivos.

Objetivos fundamentales y medios.

Es importante distinguir entre *objetivos fundamentales* –que son importantes porque representan nuestros valores fundamentales– y los *medios* –que son importantes porque ayudan a cumplir con los objetivos fundamentales. Podemos separar los objetivos fundamentales de los medios, preguntándonos “por qué” y “cómo” para cada objetivo. Si la respuesta al “por qué” es “para alcanzar otro objetivo”, entonces probablemente es un objetivo medio. Si la respuesta al “por qué” es “porque es lo que deseamos”, entonces es probablemente un objetivo fundamental. Del mismo modo, si la respuesta al “cómo” para un objetivo es “mediante el cumplimiento de algún otro objetivo”, entonces estos otros objetivos son objetivos medios (pero también pueden ser objetivos fundamentales).

Otra forma de ver esto es preguntarnos ¿“estaría satisfecho si se alcanza Y pero no X”?

Mis colegas y yo hemos descubierto que es útil reunir objetivos en un simple diagrama de influencia, que muestra la relación entre los objetivos candidatos. Utilizaremos este enfoque para desarrollar una *jerarquía de objetivos*, y finalmente, integrar nuestros objetivos con decisiones y otras influencias, en una red de decisiones (Figura 2.5). Consideraremos los diagramas de influencia y las redes de decisiones en el Capítulo 3.

Vamos a ilustrar la distinción entre los objetivos fundamentales y medios con el ejemplo de reducción de la pérdida de cultivos a causa de plagas de insectos. (Figura 2.6). Cada uno de los objetivos fundamentales se alimenta, a su vez, de uno o más objetivos medios. Por ejemplo, es de suponer que se pueden reducir las pérdidas agrícolas ya sea reduciendo la abundancia de plagas de larvas o de adultos, o ambas. Los costos y los impactos ambientales están ciertamente

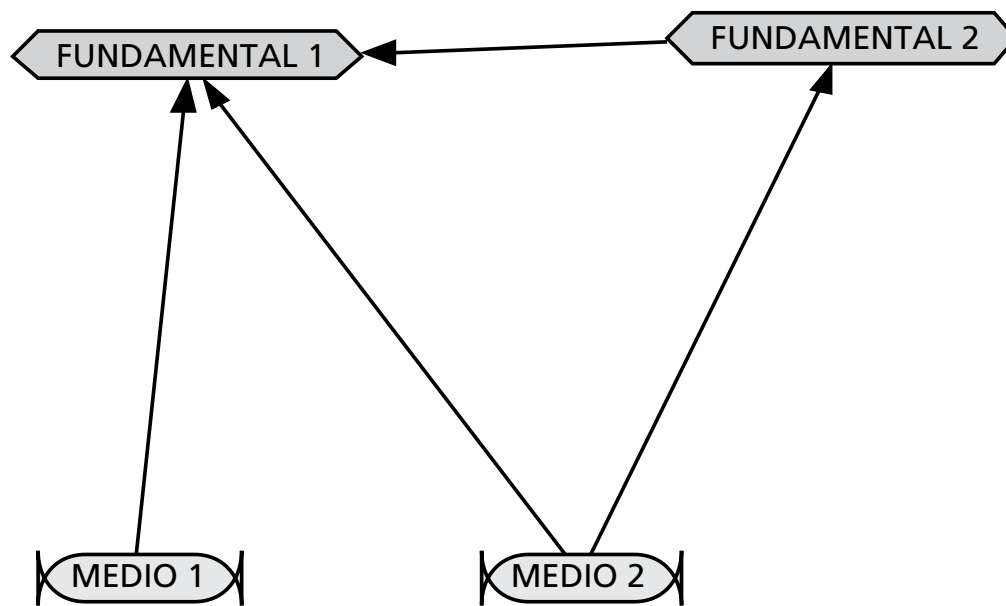


Figura 2.5. Jerarquía de objetivos que muestra la relación entre los objetivos fundamentales y medios. Las flechas indican la dirección de influencia; tengamos en cuenta que los objetivos medios pueden tener mayor influencia que 1 objetivo fundamental, y que uno fundamental también puede ser un objetivo medio.

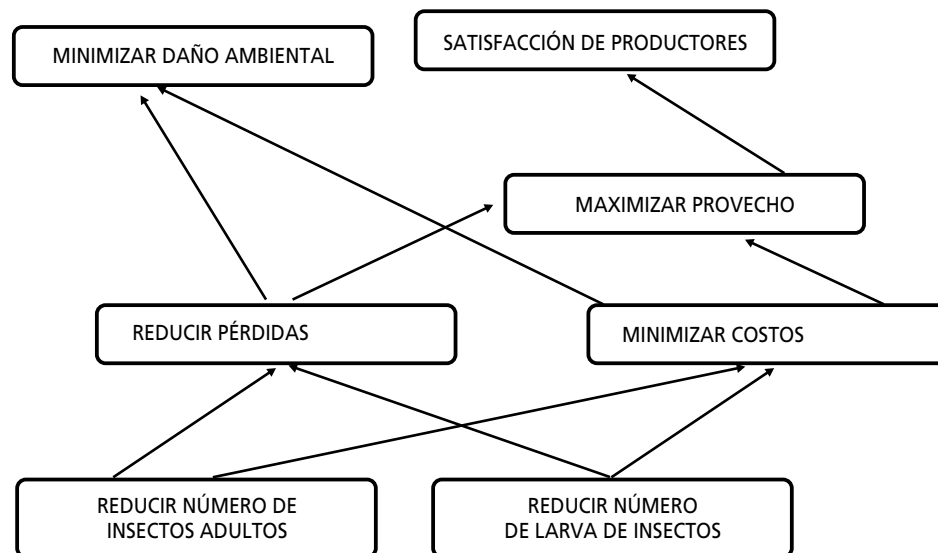


Figura 2.6. Jerarquía de objetivos para el ejemplo del daño agrícola.

determinados por el tipo de intensidad de las acciones (por ejemplo, presumiblemente, costos e impactos más altos para un manejo más intensivo, tales como la aplicación de múltiples insecticidas), pero también pueden verse afectadas por resultados específicos (por ejemplo, si la abundancia de la plaga sigue siendo alta o se ve reducida). Dejo estas relaciones deliberadamente vagas por ahora, porque volveremos sobre el tema de modelado de una decisión en el Capítulo 3. Principalmente, estamos dejando en claro que algunos de nuestros objetivos son

cualitativamente diferentes que otros. Específicamente, que deberíamos medir el “éxito” en términos de objetivo fundamental- pérdidas agrícolas, costos y daño ambiental. Por lo tanto, *no* sería un éxito lograr reducir las poblaciones de plagas en una cantidad arbitraria (digamos un 50%), pero podría mostrar una mejora no cuantificable en las pérdidas agrícolas. En segundo lugar, este enfoque ayuda a clarificar la relación lógica entre los objetivos, incluyendo supuestos implícitos acerca de causa y efecto, y conduce naturalmente al desarrollo de un modelo de red de decisiones, que vamos a examinar en el próximo capítulo pero que introduciremos brevemente aquí. Una *red de decisiones* describe la relación entre decisiones (acciones de gestión) y resultados que valoraremos en términos de su valor objetivo o *utilidad* (una medida cuantitativa de nuestros objetivos fundamentales).

Competencia y/o contradicciones entre objetivos

A veces los problemas de decisión en la gestión de los recursos tienen objetivos que son evaluados por separado (tal como la maximización de la cosecha), o dónde los objetivos se pueden combinar de una manera directa (por ejemplo la diversidad de aves en su totalidad, dónde las necesidades de las especies no están en conflicto). Es mucho más común en el manejo de recursos naturales que los objetivos compitan o incluso se encuentren directamente en conflicto entre sí. También es común que los objetivos estén vinculados, de modo tal que el *cumplimiento* de un objetivo requiera la realización previa de otro. Los ejemplos de cada uno incluyen:

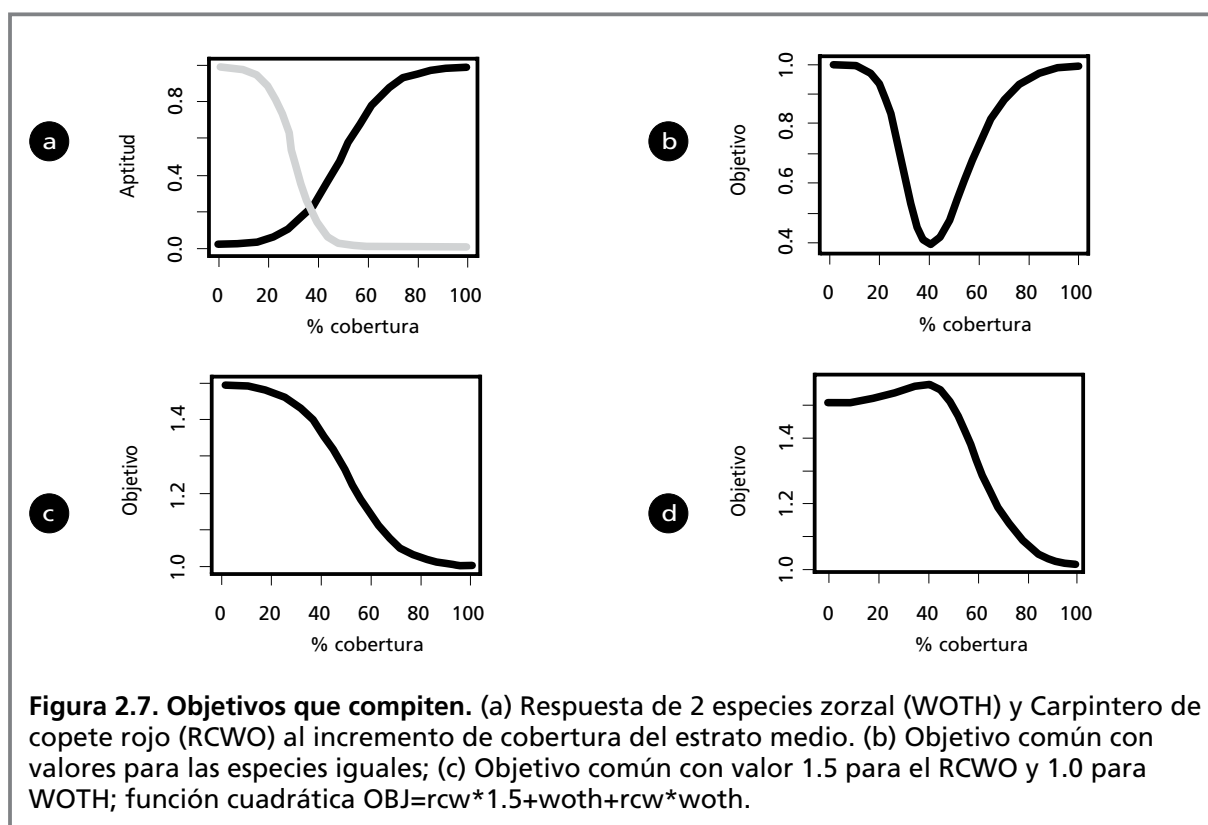
- *Objetivos que compiten / restricción de costos*: El objetivo fundamental requiere maximizar 2 sub-objetivos para las especies, pero hay recursos insuficientes para aprovechar al máximo los dos.
- *Objetivos que compiten*: Similar al punto anterior, pero el cumplimiento del objetivo de 1 especie está en conflicto directo con el otro (por ejemplo, requerimientos de hábitat opuestos)
- *Objetivos vinculados*: Por ejemplo, un plan de restauración de las especies requiere la reintroducción en un área despoblada. Sin embargo, para que dicha reintroducción tenga éxito, el hábitat primero debe ser restaurado a un estado adecuado.

Además de las relaciones a veces complejas entre los objetivos, los objetivos con múltiples atributos frecuentemente involucran una combinación de unidades. En tal caso, no es obvio cómo los incluimos en el valor de un objetivo común, pero eso es precisamente lo que debemos hacer si vamos a tratar de encontrar la(s) decisión(es) óptima(s). No hay un método único de aproximación para manejar objetivos con atributos múltiples, pero hay algunas prácticas habituales que se pueden aplicar con diferentes grados de éxito.

Consideremos un ejemplo de 2 especies de aves de Norteamérica con requerimientos de hábitat opuestos. Zorzal de monte (WOTH; *Hylocichia mustelina*), que depende de sotobosque de arbustos densos y medios y Carpintero de copete rojo (RCWO; *Picoides borealis*), que depende de condiciones tipo Sabana (sotobosque herbáceo, poca o ninguna vegetación intermedia) (Powell et al. 2000, Moore et al. 2006). La relación hipotética entre un porcentaje de cubierta media y la aptitud para cada especie está ilustrada en la Figura 2.7a. Suponiendo que un control

de gestión (como la quema requerida) sea capaz de manipular la cubierta media, obviamente las decisiones que serían óptimas para RCWO son perjudiciales para WOTH y viceversa. Además, la curva de aptitud de las 2 especies se cruza (es decir, son iguales para el mismo valor de estrato medio del bosque) mostrando una aptitud muy baja para ambas. Podríamos decidir esencialmente dividir la diferencia entre las necesidades de las 2 especies, sumando (promediando equivalentemente) sus requerimientos, en cuyo caso el objetivo se asemejará a la Figura 2.7b. Aunque este enfoque nos permitiera evitar una decisión que sería desastrosa para ambas (alrededor de una cubierta del 40%), nos quedan 2 regiones de decisión dónde el resultado es aparentemente el mismo: bajos valores de cobertura y altos valores de cobertura. Hacer una ponderación más alta de una especie en el promedio, elimina esto, pero da lugar a una situación dónde el valor de un recurso domina universalmente al otro, RCWO en este caso (Figura 2.7c). Finalmente, podemos introducir términos cuadráticos o de interacción en la función del objetivo, induciendo un máximo en la misma (Figura 2.7d) y permitiendo una elección inequívoca de lo óptimo. Sin embargo, nos quedamos con la duda sobre exactamente qué tipo funcional y coeficientes usar. En algunos casos, estas elecciones serán aparentes, y pueden estar motivadas por estudios reales de valoración. Referencias tales como Clemen y Reilly (2001) suministran una mejor guía sobre cómo manejarse con los elementos de compensación de los que participan objetivos con atributos múltiples.

Otro enfoque (y no es que se excluyan mutuamente con la primera) es considerar un objetivo como una *restricción* a la otra. La cuestión que se plantea es con cuál valor se debe considerar el objetivo y con cuál la restricción. La elección de los mismos dependerá del problema

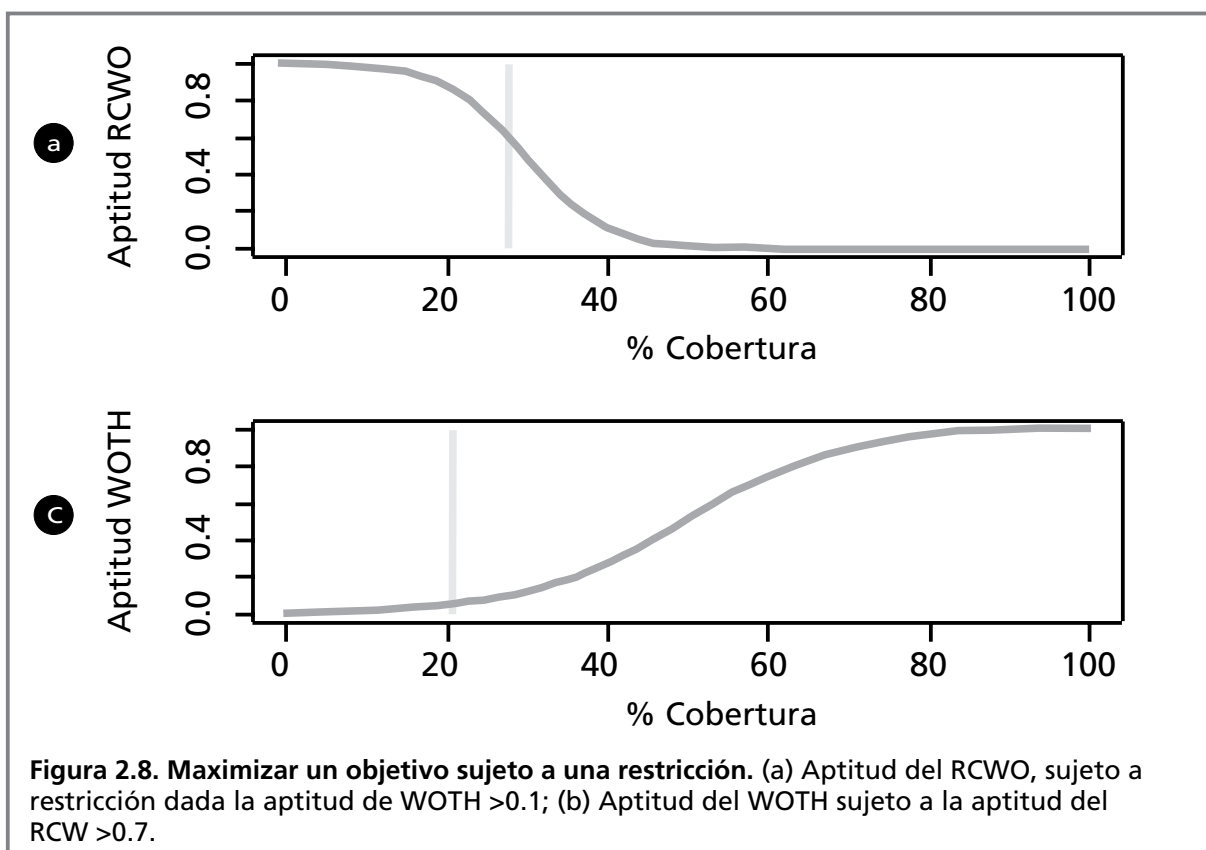


de decisión. En algunos casos ignorar las cuestiones legales u otros temas, darán que el valor de un objetivo es crítico, y otros, aunque deben ser considerados, son secundarios. Si la decisión no resulta obvia en el contexto, entonces un enfoque simple será examinar primero el problema de una forma y luego de otra y ver qué diferencia hay con la decisión óptima.

Podemos ilustrar este enfoque en el caso del balance entre RCWO/WOTH, primero buscando maximizar la aptitud de RCWO, manteniendo WOTH sobre un umbral, y luego revertir el procedimiento. Para los umbrales elegidos, la decisión óptima cambia en cierta forma pero no en gran medida (Figura 2.8). Por supuesto, los mismos umbrales deben ser elegidos y pueden tener un gran impacto en los tipos de decisiones que incluso se tomen en cuenta para la selección.

Desarrollo y análisis de decisiones alternativas

El siguiente paso en la exposición del problema de decisión es incluir explícitamente las decisiones alternativas y ver la forma en que se presume que se conecten con los objetivos medios. Una *decisión* involucra una elección irrevocable (y por lo tanto asignación de recursos) entre una serie de opciones mutuamente exclusivas y exhaustivas (Lindley 1985, Clemen 1996). Por ahora no pondremos el foco en exposiciones cuantitativas acerca de influencias en la decisión (volveremos sobre esto en el Capítulo 3). Simplemente estamos tratando de garantizar que los objetivos estén unidos a las acciones de gestión, y viceversa. Así que si comenzamos con una decisión candidata y no hay un camino que nos lleve a un objetivo fundamental, hemos encuadrado incorrectamente el problema: o la decisión no es necesaria o hemos excluido un objetivo. Por



el contrario, si comenzamos con un objetivo fundamental y no podemos encontrar un camino inverso hacia una decisión, el problema ha sido mal especificado, y debemos, ya sea incluir una decisión habilitante o eliminar el objetivo.

Podemos ilustrar la construcción de una red de decisiones con el problema del daño por una plaga agrícola. Si asumimos que hemos especificado y separado adecuadamente los objetivos medios, cada objetivo medio va a requerir una o más decisiones para cumplir completamente o parcialmente el objetivo.

Para que esto sea relativamente simple, sólo consideraremos cada tipo de acción como “todo o nada”, o bien usamos el insecticida para larvas o no, insecticida para adultos o no, o los usamos combinados. Del mismo modo, por ahora, no estamos especificando una relación cuantitativa entre las decisiones y los objetivos, sólo que existe una relación. Sin embargo, necesitamos considerar cómo interactúan las decisiones y los resultados para determinar una medida de satisfacción o *utilidad* que será nuestra medida básica del logro de los objetivos en general. Vamos a repasar algunos procedimientos que pueden ser útiles, al menos en las fases preliminares del análisis de la decisión.

Sin embargo también queremos enfatizar algo que a menudo se deja fuera de los problemas de decisión sobre los recursos naturales: el tema de costos y otras restricciones. La Figura 2.9 (a y b) ilustra el desarrollo del problema, primero ignorando los costos y luego incluyéndolos. Destacamos esto porque según nuestra experiencia, los conservacionistas son mucho más proclives a imaginar grandes objetivos de conservación que a tomar en cuenta costos y otros balances. Necesitamos una perspectiva de “mínimo aceptable”, aunque sea porque las pobres elecciones desperdicien recursos y en última instancia esto redundará en detrimento de oportunidades de toma de decisiones, y por lo tanto, de ser posible, se deben evitar.

Construcción de una tabla de consecuencias

Puede ser útil en las etapas iniciales del análisis de decisión construir una “*tabla de consecuencias*”. Una tabla de consecuencias es sólo una matriz que describe el funcionamiento de cada objetivo de cada alternativa de decisión. Debido a que en este punto no tenemos métricas cuantitativas del valor del objetivo (todavía), ni una predicción de resultados relativa a las alternativas de decisión, la construcción de una tabla de consecuencias involucrará un alto grado de subjetividad y conjeturas. En cualquier caso, la estructura básica de una tabla de consecuencias son filas (o columnas) para los objetivos fundamentales, y columnas (o filas) para cada alternativa de decisión. Las entradas son valores relativos de “satisfacción” para cada objetivo, frecuentemente un sistema tipo de valoración 0, + o - o “*, **, ***” será suficiente.

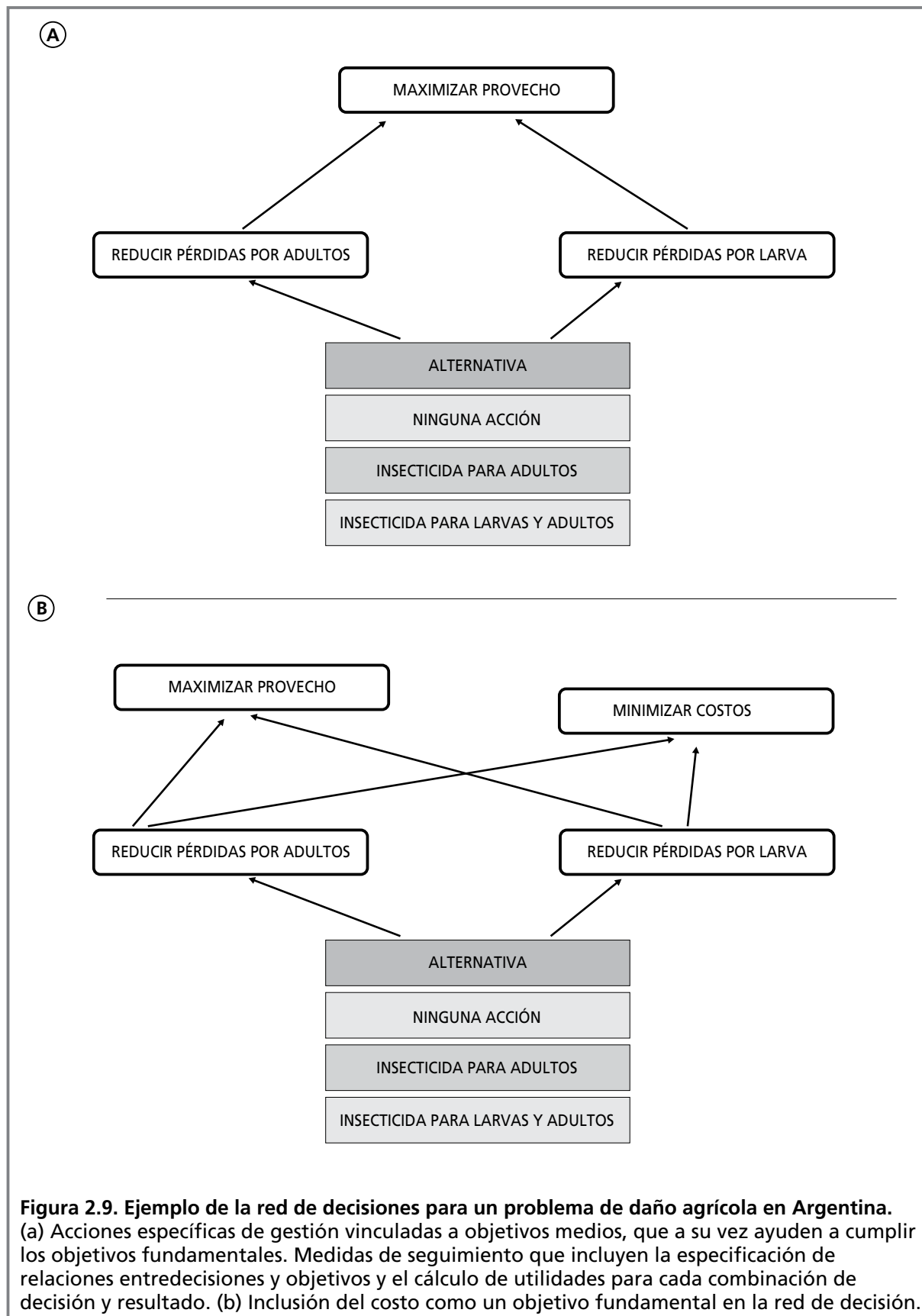
	Objetivo 1	Objetivo 2	...	Objetivo n
Alternativa 1	+	+		–
Alternativa 2	0	+		–
...				
...				
Alternativa m	–	0		+

Tengamos en cuenta que deberíamos poner el foco en los *objetivos fundamentales* cuando construimos la tabla de consecuencias, es decir, teniendo en cuenta que nuestra “satisfacción” va a estar relacionada con la forma en que se comportan los objetivos fundamentales y no los medios. Simplificando el modelo de decisión en la Figura 2.6 examinamos decisiones cuando los objetivos fundamentales son reducir pérdidas y minimizar costos. Hemos construido una tabla de consecuencias preliminar mostrando las 4 decisiones alternativas (combinación de acciones en la Figura 2.9) para el logro de cada uno de los 3 objetivos fundamentales o sub-objetivos (tabla 2.2). No es de extrañar que la tabla muestre una fuerte divergencia entre el logro de los objetivos fundamentales, con las acciones más agresivas (insecticidas para larvas + adultos), también las más costosas/perjudiciales, y viceversa. No hay, por eso, una alternativa que cumpla necesariamente todos los objetivos (y la elección superior obvia). Del mismo modo, no hay una alternativa que parezca inferior a las otras en todos los objetivos. Por lo tanto, necesitaremos ocuparnos más explícitamente con las soluciones de compromiso entre objetivos. Esto requerirá que asignemos un valor ponderado para los componentes del objetivo fundamental, establecer algunas restricciones al cumplimiento de otros, o una combinación de enfoques.

Tabla 2.2 Tabla de consecuencias para el problema de decisión de control de daño a cultivos agrícolas debido a organismos superabundantes (ver texto y Figura 7).

	Objetivos	
Alternativa	Reducir daños	Minimizar costos
Ninguna acción	–	**
Insecticida p/adultos	**	–
Insecticida p/ Larvas + Adultos	***	--

Debido a que no hemos especificado los costos de cada acción relativa a los beneficios, y que nuestra calificación de los resultados de los objetivos es subjetiva (no está basada en un modelo), es difícil seguir adelante; ni siquiera podemos decir necesariamente en este punto que *cualquier* acción que suponga un costo “vale la pena”. Por otro lado, podemos al menos estar seguros que cada alternativa de decisión está conectada con un objetivo (sin líneas vacías) y cada objetivo se alimenta al menos de una alternativa de decisión (sin columnas vacías).



Muchos autores (en particular Hammond et al. 1999) hacen un uso extensivo de tablas de consecuencias para la realización de tareas tales como las decisiones de clasificación, identificando y eliminando alternativas de decisión u objetivos redundantes o dominantes. Yo estoy a

favor de un uso más limitado de tablas de consecuencias porque en la mayoría de los problemas nos manejamos con los enlaces entre las alternativas de decisión y los resultados de los objetivos son complejos y están llenos de incertidumbre. En este punto, creemos que es fundamental trabajar en el modelo de influencia interviniente, de manera que las interacciones complejas entre las decisiones y los impactos de la incertidumbre pueden ser examinados analíticamente. Volveremos sobre estas cuestiones en los próximos capítulos.

Selección de las decisiones óptimas

Una vez que los objetivos y alternativas de decisión se han establecido (este Capítulo) y se ha construido un modelo realista de influencia en la decisión (Capítulo 3), estamos listos para comenzar a explorar el hallazgo de la decisión óptima. Como señalamos anteriormente en este capítulo, esto puede ser tan simple como examinar una lista de decisiones-resultados y clasificar sus valores (o valores esperados) y elegir el mejor; algunas veces este proceso será ayudado por gráficos (por ejemplo Figura 2.8). Los problemas más complejos y sofisticados, particularmente aquellos que afectan la dinámica y las múltiples limitaciones, generalmente requerirán el uso de software especializado y computadoras de alta velocidad para su solución, aunque los detalles de los mismos están fuera del alcance de este libro. Sin embargo, ningún algoritmo informático, no importa cuán inteligente sea, proporcionará una respuesta adecuada a un problema de decisión que ha sido formulado incorrectamente. Espero que los lectores se vean estimulados a seguir los pasos elaborados en este capítulo para el análisis de decisiones. En este punto, los lectores deberían estar en posición de:

- Exponer claramente un problema de decisión
- Convertir el enunciado del problema descriptivo en objetivos y posibles decisiones
- Aclarar cuáles son los objetivos y distinguir entre los objetivos fundamentales y los medios
- Representar gráficamente la influencia de las decisiones alternativas candidatas en objetivos medios y fundamentales
- Llevar a cabo una evaluación y análisis preliminar para determinar si estamos dejando pasar objetivos o decisiones críticas; si cualquiera de las decisiones u objetivos son abandonados (decisiones que no están ligadas a los objetivos y vice versa); y
- Describir subjetivamente cómo podemos anticipar que cada decisión alternativa podría cumplir con los objetivos individuales y con los objetivos colectivos fundamentales.

En el próximo capítulo vamos a retomar este tema y elaborar en detalle la forma de construir y evaluar la influencia de un modelo de decisión. Luego en el Capítulo 4 mostraremos cómo los programas de monitoreo pueden desempeñar un rol crítico e interactivo con una toma de decisiones óptima, tanto guiando la decisión fundamental como retroalimentando la mejora de la decisión a través del tiempo.

Literatura citada

Clemen, R. T. 1996. Making hard decisions: an introduction to decision analysis. Pacific Grove : Duxbury Press, cop. USA. ISBN: 0-534-26034-9

Clemen, R.T. and T. Reilly. 2001. Making hard decisions. Duxbury.

Lindley, D.V. 1985. Making decisions. Wiley

Hammond, J.S., R.L. Keeney, and H. Raiffa. 1999. Smart Choices.

Moore, C. T. and M. J. Conroy. 2006. Optimal regeneration planning for old-growth forest: addressing scientific uncertainty in endangered species recovery through adaptive management. Forest Science 52: 155-172.

Powell, L.A., J.D. Lang, M. J. Conroy, and D. G. Krementz. 2000. Effects of forest management on density, survival, and population growth of wood thrushes. Journal of Wildlife Management 64: 11-23.

Taha, H. A. 2011. Operations research: an introduction. 9th edition. Prentice Hall.

Williams, B.K. , J.D. Nichols, and M.J. Conroy. 2002. Analysis and management of animal populations. Academic Press.

Capítulo 3

Construcción de modelos de influencia de las decisiones

Michael J. Conroy

En el Capítulo 2 vimos que la toma de decisiones estructuradas implica hacer predicciones sobre la relación entre las decisiones candidatas y el resultado de los recursos. En pocas palabras, nuestra tarea en la toma de decisiones es usar nuestra visión de la influencia de la decisión para seleccionar las decisiones que cumplan mejor con nuestros objetivos sobre el sistema de recursos naturales y/o ambientales, y evitar aquellos que nos alejen de dicho cumplimiento. Con el fin de desarrollar un proceso de decisión riguroso, necesitamos una forma específica y cuantitativa de describir la relación entre las decisiones y los resultados de los recursos. Haremos referencia a esto como influencia del *modelo* de decisión.

Debido a que muchos lectores pueden no estar familiarizados con el uso de modelos, o incluso verse intimidados por la palabra “modelo”, comienzo este capítulo mencionando algunos conceptos básicos de modelado, y trataré de “desmitificar” la idea de modelos. Luego, introduciré el tema de métodos para modelar las influencias de las decisiones, primero cubriendo algunos conceptos importantes en probabilidad y estadística. Hacia el final del capítulo, los lectores deberían sentirse razonablemente cómodos con la idea de modelado de las influencias de las decisiones, y deberían ser capaces de convertir las relaciones descriptivas en modelos cuantitativos (pero simples). Finalmente, introduciré brevemente algunos conceptos de modelado más importantes pero difíciles, tales como análisis de la sensibilidad, modelos de simulación y modelos Bayesianos y jerárquicos.

¿Qué es un modelo?

Un *modelo* es simplemente una abstracción de alguna parte del mundo real. Aunque los modelos pueden ser misteriosos e incluso intimidar a muchas personas, en realidad usamos modelos todos los días, a menudo sin saberlo. Así, por ejemplo un mapa es un modelo de la Tierra o de una porción de ella. El mapa es reducido a escala (para que quepa en nuestro escritorio o pared) y generalmente es una representación de 2 dimensiones que deja fuera muchos detalles de la superficie de la tierra, y mucho menos el volumen por debajo o por encima. El mapa sirve

a un propósito específico, por ejemplo, que nos dice cómo conducirnos de la ciudad A a la Ciudad B. Obviamente, los distintos mapas sirven a diferentes propósitos, por lo que un mapa que es adecuado para viajar de Buenos Aires a Mendoza, sería totalmente inapropiado, en cuanto a los detalles, para encontrar un restaurante en Palermo Viejo. Este ejemplo ilustra que no todos los modelos son matemáticos o requieren el uso de computadoras, y en realidad se dividen en varios tipos:

- *Modelos conceptuales* que capturan las ideas sobre cómo funcionan los sistemas, pero tal vez lo hagan de una manera muy amplia, de forma descriptiva. A menudo, estos involucran esquemas o diagramas de flujo relativamente simples.
- *Modelos físicos o análogos* que representan un sistema de una manera análoga a cómo funciona el sistema real. Una máquina de vapor de juguete (pero que funciona) o un avión a escala, pueden ser considerados como un modelo físico
- Los *modelos gráficos* representan las relaciones entre variables en forma gráfica, por ejemplo un gráfico de temperatura contra uno de precipitaciones.
- Los *modelos analíticos* se pueden construir sobre cualquiera de los anteriores, y convertir nuestras ideas sobre un sistema en ecuaciones matemáticas que pueden ser resueltas.
- Los *modelos numéricos* producen resultados cuantitativos basados en aportes específicos y fórmulas modelo. Pueden hacerse a mano, en hojas de cálculo y programas de computación.
- Los *modelos estadísticos* describen la relación entre los datos recopilados y algunos parámetros de interés. A menudo utilizamos modelos estadísticos para estimar los parámetros de los modelos analíticos o numéricos.

Esta clasificación de los modelos es un poco artificial, y los lectores pueden fácilmente encontrar ejemplos de modelos que se superponen entre las categorías. Más importante aún, un tipo de modelo puede dar lugar a otro, de modo que en las primeras etapas uno puede tener una idea (conceptual) muy teórica de un problema que, ya sea con valores basados en la literatura o datos (modelos estadísticos) darían lugar a modelos analíticos o numéricos más cuantitativos.

Conceptos introductorios sobre probabilidad y estadística

La probabilidad y la estadística son dos de las áreas fundamentales de TDE, y por lo tanto merecen nuestra cuidadosa atención. En primer lugar, en el Capítulo 2 introdujimos la noción de “toma de decisiones bajo incertidumbre”, y en particular, describimos cómo las distribuciones estadísticas pueden utilizarse para representar la incertidumbre. En segundo lugar, gran parte de la toma de decisiones está –o debe estar– basada en observaciones de programas de monitoreo e investigación. En estos casos, los datos observados juegan tres roles. Primero, utilizamos datos para describir (estimar) los estados del sistema, de manera que podamos evaluar dónde está ahora el sistema y manejarnos en consecuencia. Segundo, utilizamos datos para estimar las relaciones críticas entre los componentes del sistema, por lo que podemos hacer predicciones sobre los resultados futuros (por ejemplo, ¿cuál es el impacto probable de una decisión particular?).

Tercero, utilizamos datos para probar las predicciones sobre nuestro modelo y volver a evaluar nuestra comprensión del sistema. A continuación describo estos roles, y sus aplicaciones:

Probabilidad y resultados inciertos

La *Probabilidad (P)* se puede considerar como una medida de la incertidumbre en un resultado aleatorio. Si decimos que el evento X se produce con $P=1$, entonces estamos seguros acerca de X; si decimos que $P=0$, entonces estamos seguros que X no ocurre; y si decimos que $P=0,5$ de la misma forma no estamos seguros sobre si X ocurre o no. El valor o resultado “X” al que nos referimos es una *variable aleatoria*, a diferencia de una *variable determinística* cuyos valores pueden variar, pero lo hacen de una manera predecible o determinística.

Una *distribución de probabilidad o distribución estadística* (o simplemente *distribución*) es un modelo que describe la relación entre valores de una variable aleatoria y la probabilidad de asumir esos valores. Los dos tipos básicos de distribuciones son *discretas* y *continuas*. Las distribuciones discretas modelan resultados que ocurren en clases discretas o valores integrales; ejemplos de éstas son la distribución de Bernoulli, Binomial y Poisson. Las distribuciones continuas modelan resultados que se toman sobre valores continuos (generalmente reales) e incluyen las distribuciones Uniforme, Normal, Beta y Gamma.

La mayoría de los problemas que debemos abordar en la toma de decisiones se pueden llevar a cabo utilizando distribuciones relativamente simples y discretas. La *función de probabilidad de densidad* $f(x)$ describe la probabilidad que la variable aleatoria toma sobre un valor particular de x . Ya vimos un ejemplo de esto en el Capítulo 2, dónde consideramos el impacto de una decisión en el control de plagas agrícolas (insectos) sobre un resultado en el recurso. Teníamos cuatro resultados posibles siguiendo cualquiera de las decisiones: igual, mejor, mucho mejor o mucho mucho mejor, las cuales trataremos como categorías discretas. Dependiendo de la decisión que se hubiere tomado, podemos ser capaces de asignar una probabilidad para cada uno de estos resultados. En el Capítulo 2 asignamos los siguientes valores $f(x)$ siguiendo la decisión de aplicar sólo larvicidas:

$$f(\text{igual} | \text{insecticida para larvas}) = 0,1$$

$$f(\text{mejor} | \text{insecticida par larvas}) = 0,8$$

$$f(\text{mucho mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 0,1$$

$$f(\text{mucho mucho mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 0,0$$

dónde $f(x|y)$ significa “probabilidad de que ha ocurrido un resultado en x dado un resultado en y ” se refiere a una probabilidad condicional. Lo que estamos diciendo en palabras es que hay un 80% de posibilidad de que el estado del recurso “mejore un poco” tras la decisión; un 10% de posibilidad de una mejora moderada (“mucho mejor”); un 10% de posibilidad de que siga siendo igual; y ninguna posibilidad de una gran mejora (“mucho mucho mejor”).

Hay dos cosas a tener en cuenta aquí. En primer lugar, los valores de probabilidad, como se señaló anteriormente, tienen que estar entre 0 y 1. No tiene ningún sentido hablar de una la existencia de una probabilidad mayor que 1 (que equivaldría a decir “¿¿más cierto que cierto??”)

o menor que 0 (menos cierto que “¿¿nunca ocurra??”). En segundo lugar, si hacemos una lista de todos los resultados posibles mutuamente excluyentes que puedan ocurrir, las probabilidades de estos deben sumar 1. En el ejemplo anterior,

$$f(\text{igual}) + f(\text{mejor}) + f(\text{mucho mejor}) + f(\text{mucho mucho mejor}) \\ 0,1 + 0,8 + 0,1 + 0,0 = 1,0$$

Si nuestras probabilidades de que ocurra un evento no suman 1, falta algo (por ejemplo, hemos dejado de lado un resultado posible).

¿De dónde vienen estas probabilidades? Hay varias posibilidades:

- La frecuencia de resultados de una experiencia anterior. Por ejemplo, supongamos que aplicamos insecticidas para larvas sólo en un sistema similar 100 veces en el pasado, y de aquellas, a 80 les fue un poco mejor, a 10 moderadamente mejor, 10 se mantuvieron igual, y ninguna mejoró considerablemente. Podemos usar estas frecuencias para proporcionar una estimación estadística de las probabilidades de estos resultados, para utilizar en una futura toma de decisiones. Describiré la estimación estadística en detalle, más abajo.
- Un modelo que deriva los valores de probabilidad como predicciones. Discutiremos las predicciones basadas en el modelo más adelante.
- La opinión de un panel de expertos en cuanto a la probabilidad relativa de cada resultado.

Se utiliza cualquiera de los enfoques anteriores (u otros) para la obtención de valores de probabilidad, siempre y cuando el proceso para obtener los valores sea (1) explicado y justificado claramente, (2) repetible (para que cualquier otra persona con la misma información pueda obtener resultados similares), y (3) sujeto a mejora en la medida que disponga de más información. Los dos primeros criterios se cumplen siguiendo un diseño riguroso y utilizando métodos estadísticos adecuados. Volveré sobre el último punto cuando consideremos la actualización adaptativa, algo que veremos en detalle en el Capítulo 4.

Valor Esperado

Cuando construimos un modelo de decisión y consideramos los resultados aleatorios que siguen a las decisiones, no sólo estamos interesados en el resultado mismo, sino también en sus resultados en términos de objetivo de los recursos. Deberíamos considerar el valor de cada resultado posible, pero en lugar de ello es característico computar un promedio o *valor esperado* sobre la distribución estadística de los resultados. Si tenemos resultados posibles discretos, $i=1, \dots, n$, vimos en el Capítulo 2 que generalmente nos interesa el valor o utilidad de cada uno de estos resultados en términos del objetivo. Si asignamos una utilidad a cada uno de los resultados, podemos computar el valor esperado del resultado haciendo un promedio de la distribución.

$$E(U(X)) = \sum_{i=1}^n U(X = x_i) f(X = x_i)$$

Volviendo al caso de control de plagas de insectos en los cultivos (Capítulo 2), teníamos 4 posibles resultados siguiendo la decisión de aplicar insecticida para larvas con distribución de probabilidad

$$f(\text{igual} | \text{insecticida para larvas}) = 0,1$$

$$f(\text{mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 0,8$$

$$f(\text{mucho mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 0,1$$

$$f(\text{mucho mucho mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 0,0$$

En el Capítulo 2 asignamos valores a cada uno de estos resultados que tomaban en cuenta tanto el valor del recurso alcanzado como los costos de la decisión. Los valores resultantes para este ejemplo fueron los siguientes:

$$U(\text{igual} | \text{insecticida para larvas}) = -0,5$$

$$U(\text{mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 0,5$$

$$U(\text{mucho mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 1,0$$

$$U(\text{mucho mucho mejor} | \text{insecticida para larvas}) = 1,5$$

Luego computamos el valor esperado de la decisión como

$$E(U(X) | \text{insecticida para larvas}) = (-0,5)0,1 + (0,5)0,8 + (1)0,1 + (1,5)0,0 = 0,45$$

Seguiremos el mismo enfoque para obtener el valor esperado de cada una de las otras decisiones:

$$E(U(X) | \text{sin acción}) = (-1)0,8 + (1)0,2 + (2)0,0 + (3)0,0 = -0,6$$

$$E(U(X) | \text{insecticida para adultos}) = (-1/3)0,0 + (1/3)0,1 + (2/3)0,8 + (1)0,1 = 0,67$$

$$E(U(X) | \text{larvas+adultos}) = (-1/4)0,0 + (1/4)0,0 + (0,5)0,2 + (0,75)0,8 = 0,7$$

Como veremos más abajo, podemos utilizar este enfoque para proporcionar una comparación cuantitativa entre las alternativas de decisión, y según sea apropiado, seleccionar una decisión óptima.

Datos y estimación estadística

En los ejemplos que figuran más arriba, básicamente asumimos dos cuestiones sobre el problema

- Sabíamos exactamente cuál era el estado de los recursos, antes y después de que se tomara la decisión
- Sabíamos exactamente la relación cuantitativa entre la decisión y el resultado (cambio en el estado de los recursos tras la decisión)

En la práctica, es necesario estimar ambas cantidades utilizando datos de los programas de investigación o monitoreo. Para ello, necesitamos un modelo estadístico que básicamente invierta la dirección que tomamos antes. Es decir, en lugar de preguntar “cuán probable es un re-

sultado X bajo nuestro supuesto modelo estadístico”, preguntamos “dado que hemos observado X , cuán probable es el modelo estadístico o valor del parámetro”. Cuando hacemos esta pregunta, estamos entablando una *estimación estadística* y ahora nos referimos al modelo en vigente como *verosimilitud estadística* (o simplemente “verosimilitud”). Muchos de los procedimientos estadísticos que sin duda nos resultan familiares, están basados en la probabilidad, o específicamente, *estimación de la máxima verosimilitud*.

Como hemos indicado, una aplicación muy importante de la estimación en el modelado de las decisiones está en el desarrollo de modelos que describan la relación entre las entradas (tales como las decisiones) y las salidas (tal como la respuesta de un sistema de recursos). En la versión más simple del problema, tenemos una variable única de control X y una respuesta única Y . Podríamos asumir que existe una relación lineal entre X e Y , asumiendo la respuesta algún valor en ausencia de X ($X=0$) denominada *intersección u ordenada al origen*, y aumentando linealmente de allí en adelante a una tasa de unidades b de Y por un cambio de unidades en X , dónde b_1 es la *pendiente*. Gráficamente, se puede ver la relación en la Figura 3.1a y matemáticamente está dada por

$$Y = b_0 + b_1 X$$

Para el ejemplo anterior, la relación es

$$Y = 25 + 1.5X,$$

que se podría utilizar para la predicción, como se describe en la sección siguiente. Sin embargo, no hemos dicho cómo hemos obtenido los valores para la pendiente y la ordenada. Un enfoque consistiría en designar un estudio en el que recogeríamos un gran número (digamos 100 observaciones) en los diferentes niveles de X y observáramos los valores correspondientes a la respuesta Y . A continuación, podríamos graficar los valores de Y y X en un diagrama de dispersión (Figura 3.1b).

Podríamos utilizar un procedimiento de estimación estadística, tal como los cuadrados mínimos o máxima verosimilitud para obtener estimaciones de la pendiente y la ordenada utilizando los datos de la muestra.

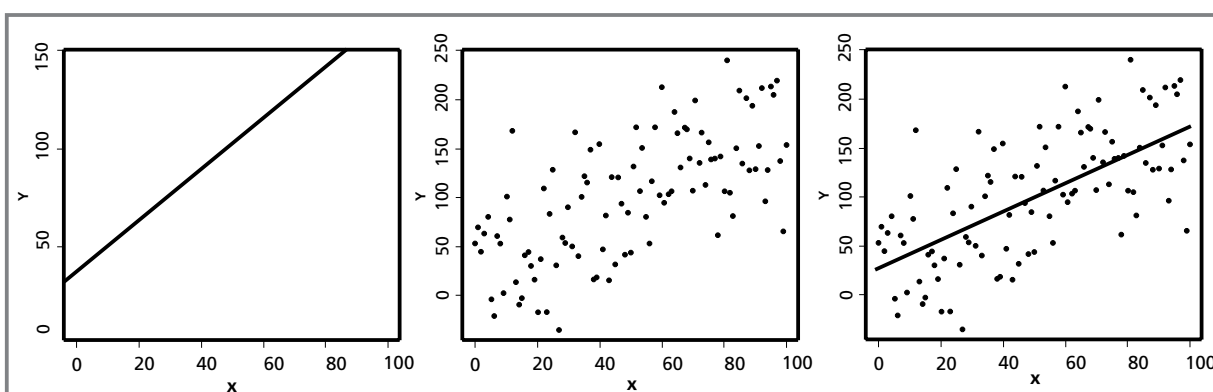


Figura 3.1. Relación lineal entre 2 variables. (a) Relación lineal hipotética; (b) Diagrama de dispersión de X (factor de predicción) e Y (respuesta) observaciones utilizadas para estimar los parámetros del modelo; (c) Gráfico de predicciones de los modelos estimados de la respuesta (Y) superpuesta a los datos.

Para el ejemplo anterior, esto se traduce en estimaciones de

$$\hat{b}_0 = 28.2, \hat{b}_1 = 1.45.$$

Finalmente, podemos usar este valor en la ecuación original para predecir los valores Y y superponer la línea estimada en los datos graficados (Figura 3.1c). Lo que vemos aquí es que el modelo explica el patrón en los datos en términos generales, pero está lejos de ser perfecto. Si tuviéramos que usar este modelo para predecir los valores futuros de Y (lo que podría suceder en caso de un problema de decisión), tendríamos que ocuparnos del hecho de que la relación predictiva podría estar sujeta a la *incertidumbre estadística*. También deberíamos considerar que el modelo que elegimos (la simple relación lineal entre X e Y) podría ser o no ser el “mejor” modelo para la predicción; algunos modelos alternativos (que quizás puedan involucrar otros indicadores, o una fórmula matemática diferente).

Nos referimos a esto como incertidumbre estructural, y es algo a lo que también tenemos que hacer frente en la toma de decisiones.

Predicción de los resultados con modelos estadísticos

Una vez que tengamos las estimaciones de un modelo estadístico, las podemos aplicar de varias formas. Obviamente, podemos simplemente usar las estimaciones (por ejemplo la pendiente y ordenada mencionadas más arriba) como forma de describir y resumir los datos recogidos. Así, por ejemplo, la línea que atraviesa de los datos en el gráfico anterior, en cierta forma resume la relación entre X e Y . Generalmente, vamos a querer hacer una predicción sobre algún valor futuro de Y , y utilizar nuestro modelo para obtener dicha predicción. Es decir, teniendo en cuenta las estimaciones de los parámetros y ciertas entradas hipotéticas, queremos ser capaces de predecir un nuevo valor de Y usando la siguiente fórmula:

$$Y_{\text{Pred}} = b_0 + b_1 X_{\text{Hipotético}}$$

Esto puede ser particularmente útil si el modelo describe la relación entre un posible factor de decisión (X) y el resultado de los recursos que estamos interesados en obtener (Y). Los modelos lineales simples son una (pero no la única) manera de poder crear relaciones *condicionales* entre los componentes de un sistema, teniendo la salida como un componente, proporcionando la entrada para la siguiente.

Probabilidad Condicional y Teorema de Bayes

Ya hemos visto las distribuciones de probabilidad condicional mencionadas, a las que nos hemos referido, al menos, indirectamente. Por ejemplo la distribución

$$f(Y|\text{insecticida de larvas})$$

describe la distribución de probabilidad de la condición de Y (el resultado de los recursos) sobre la decisión tomada (en este caso, aplicación de larvicida). En líneas más generales, un resultado Y puede ser condicional en otro evento X (por ejemplo, una decisión que todavía no se ha toma-

do pero que podría tomarse de distintas formas, u algún otro factor, tal vez no controlado por alternativas de manejo). Podemos estimar las distribuciones condicionales de muchas maneras, y de hecho el modelo de regresión simple descripto más arriba proporciona una predicción que, bajo ciertos supuestos (por ejemplo, una distribución normal) nos permitiría obtener la distribución condicional de la respuesta Y , dados valores del factor de ingreso X . Volveré sobre la idea de probabilidad condicional más adelante en este Capítulo, y mostraré cómo éstas pueden ser útiles en la construcción de modelos de decisión, lo que nos permite descomponer varios problemas complejos y jerárquicos en piezas manejables.

La idea de distribuciones de probabilidad condicional conduce naturalmente a uno de nuestros teoremas más útiles en probabilidad, el *Teorema de Bayes*. El Teorema de Bayes deriva de la regla para la probabilidad conjunta de dos eventos, que se basa en el producto de una probabilidad condicional e incondicional. Es decir, la probabilidad de que los resultados Y y X ocurran en forma conjunta viene dada por

$$f(X, Y) = f(Y | X)f(X)$$

Sin embargo, es igualmente cierto que

$$f(X, Y) = f(X | Y)f(Y)$$

es decir, el condicionamiento puede ser revertido. Dado que estas dos expresiones tienen que ser iguales, el resultado es el Teorema de Bayes, una relación general entre los resultados condicionales.

$$f(Y | X)f(X) = f(X | Y)f(Y)$$

Aunque esto pueda parecer un resultado algo esotérico, de hecho es de gran utilidad, y proporciona una de nuestras herramientas principales para actualizar información. Por ejemplo, si consideramos que Y es una predicción que estamos tratando de hacer, y que X son datos, entonces podemos verlo como la descripción de nuestro conocimiento sobre Y antes de recoger los datos, y como la representación de nuestra información actualizada sobre Y luego de recoger los datos de X . Podemos reescribir el Teorema de Bayes como

$$f(Y | X) = \frac{f(X | Y)f(Y)}{f(X)}$$

El término describe la probabilidad de los datos (X) dada la predicción y es esencialmente la probabilidad estadística de la que nos hemos ocupado; describe cuán probable es que podamos observar los datos bajo el supuesto modelo predictivo Y . Finalmente, $f(X)$, la probabilidad de los datos, será (una vez que los datos hayan sido recogidos) una constante. Esto se traduce en una versión simplificada del Teorema de Bayes que se puede expresar como

Información actualizada de Y es proporcional a la verosimilitud de Y multiplicado por la información previa de Y

Esto establece una fórmula natural de actualización para la incorporación de información a la toma de decisiones:

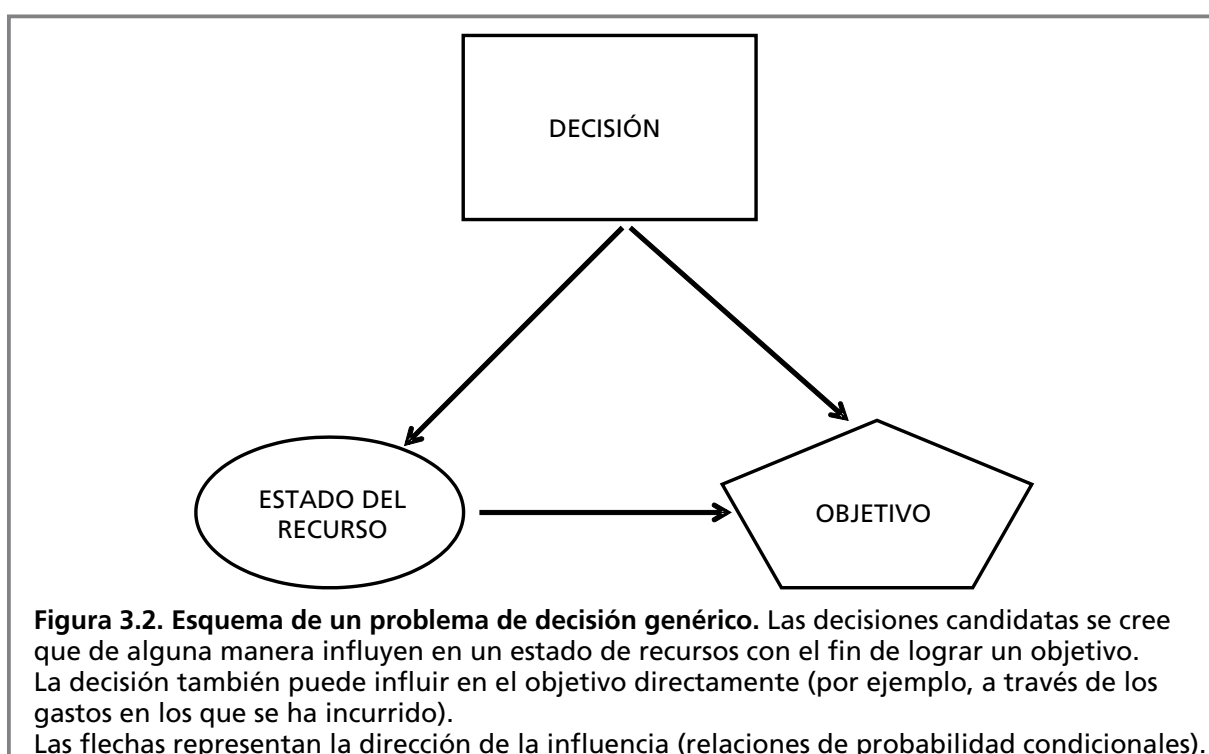
- Comenzar con alguna información inicial sobre Y
- Recopilar datos nuevos para calcular una probabilidad
- Actualización utilizando el Teorema de Bayes
- Reemplazarlo con Y
- Volver al paso 2

Criterios básicos aplicables a la influencia de modelos de decisión

Como analizamos anteriormente, un modelo es sólo una forma de simplificar el sistema natural de una manera que sea útil para nuestro propósito. Por lo tanto, antes de comenzar la construcción de modelos necesitamos tener claro cuál es nuestro propósito. En este libro, haremos hincapié en los enfoques objetivos en la toma de decisiones, por lo que debemos enfocar el desarrollo de nuestro modelo de forma tal que nos ayude a tomar una buena decisión. Básicamente estamos buscando un modelo que nos permita:

- Predecir la relación entre la decisión y los resultados relevantes de tal manera que podamos evaluar el impacto de la decisión en nuestro objetivo de recursos
- Tener en cuenta fuentes importantes de incertidumbre
- Que sea comparable con los datos que surgen de los programas de monitoreo o investigación

La Figura 3.2 describe un problema de decisión de recursos genérico en forma de diagrama, y es un buen punto de partida para empezar a pensar en los modelos



- Nos enfrentamos con una *toma de decisión*. De nuevo, esto generalmente implica tomar una decisión entre distintas alternativas, y también hacer un compromiso (generalmente irreversible) de los recursos.
- La decisión se cree que influye de alguna manera en el *estado de los recursos* (por ejemplo, condiciones de hábitat, número de animales, productividad, tasas de crecimiento).
- Hemos asignado valores que deseamos lograr del estado de los recursos, tomando la decisión. Algunos resultados de los recursos por lo tanto tendrán para nosotros un valor más alto que otros. Del mismo modo, la decisión en sí misma, debido a los costos y las compensaciones, afectará el valor de la decisión. Ambos se ven reflejados en una *función objetivo*.

Los puntos dejan en claro que no necesitamos un modelo que simplemente describa o prediga cómo funciona el sistema. Más bien, *necesitamos un modelo que nos permita predecir el impacto de las decisiones en los resultados, que luego pueden ser evaluados en contraste con nuestros objetivos*. Un modelo muy complejo que no proporcione estas necesidades básicas será inapropiado para la toma de decisiones. Por el contrario, un modelo simple – quizás extremadamente simple – que proporcione estos elementos puede ser científicamente “aburrido”, pero es lo que necesitamos para la toma de decisiones.

Con estas ideas en mente, voy a describir cómo algunos de los instrumentos básicos ya examinados anteriormente – es decir modelo predictivo y distribuciones de probabilidad condicional – pueden ser combinados en modelos útiles para la toma de decisiones.

Ya hemos visto cómo un modelo lineal puede utilizarse tanto para describir la relación entre 2 variables X e Y , y producir predicciones de valores futuros de Y dada una nueva entrada X . Tomemos un caso específico, que hemos considerado en el Capítulo 2, de la relación entre la aplicación de diferentes insecticidas y el logro de una reducción en el daño agrícola. Supongamos, además, que medimos la aplicación de insecticida en términos de kilogramos/hectárea (X) y la respuesta en términos de daño (Y , digamos pérdida en kg/ha/año). Un modelo simple sería

$$Y = b_0 - b_1 X,$$

que muestra que tenemos un nivel de porcentaje de daño inicial, y que cada g/ha de repelente reduce el daño. Así que por ejemplo, si estamos empezando con una pérdida hipotética de 500 kg/ha/año y creemos que el insecticida para larvas aplicado reduce esto a 15/kg/ha/año, entonces nuestro modelo sería

$$Y = 500 - 15X,$$

así que por ejemplo se podría predecir que la aplicación de 10 kg/h resultaría en una pérdida de

$$Y = 500 - 15(10) = 350.$$

En este punto, les recuerdo a los lectores tres cosas. En primer lugar, en el ejemplo anterior, el número es sólo ilustrativo. No estoy de ninguna manera afirmando que este tipo de relación cuantitativa exista entre la aplicación de insecticidas para larvas y la reducción de pérdida agrícola/de la agricultura. En segundo lugar, aún si existiera dicha relación, debería ser establecido empíricamente (por ejemplo con estudios controlados), con el fin de estimar adecuadamente

los parámetros del modelo y formar predicciones válidas. En tercer lugar, y en relación con este punto, el hecho que debamos utilizar datos para estimar estos parámetros introducirá incertidumbre estadística, pero también es probable que necesitemos tener en cuenta que el hecho que, habiendo otros factores que escapan a nuestro control, esto hará que el resultado actual se desvíe, en promedio, considerablemente de lo previsto.

La distinción entre el resultado promedio previsto y los resultados obtenidos teniendo en cuenta la incertidumbre, se muestran en las Figuras 3.3-3.6. En este problema hipotético, la relación de predicción entre insecticida (X) y el monto del daño (Y) se explica parcialmente por el modelo pero con un error estadístico residual (Figura 3.3), dando como resultado las distribuciones de predicción de la Figura 3.4. Si tomamos en cuenta que otros factores además de aquellos bajo la influencia de los repelentes pueden afectar el daño, entonces tenemos un componente inexplicable adicional, debido a la incertidumbre del medio ambiente (Figuras 3.5-3.6). Todas estas fuentes afectarán nuestra capacidad para distinguir entre las decisiones, y esto debe ser tenido en cuenta.

A menudo es útil reducir un modelo de decisión a los elementos realmente esenciales de la decisión, que frecuentemente implican niveles o categorías discretos. Volviendo a los problemas de pérdida de la cosecha, podemos decir que nos enfrentamos a tres posibles niveles con respecto a la aplicación de insecticida para larvas (por el momento vamos a ignorar otros posibles factores de control).

- No aplicar insecticidas ($X = 0$ g/ha)
- Aplicar algunos insecticidas ($X = 150$ g/ha)
- Aplicar gran cantidad de insecticidas ($X = 300$ g/ha)

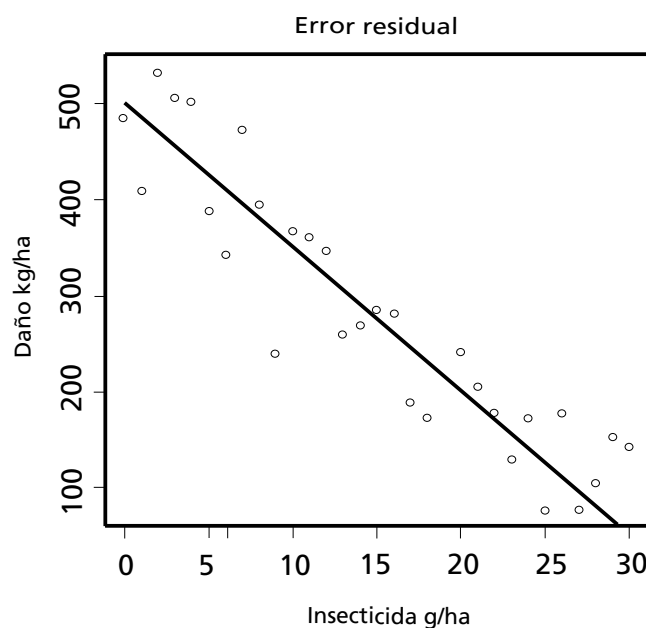


Figura 3.3. Predicción de la respuesta de la pérdida agrícola (kg/ha/año) con aplicación de entrada de insecticidas (g/ha) versus las respuestas obtenidas teniendo en cuenta sólo el error residual en un modelo de regresión.

Supongamos que también hemos decidido que podemos tolerar hasta 200 kg/ha de pérdida de cosecha pero no más; las cantidades por sobre este nivel son aceptables. Para los fines de nuestros modelos de decisión, en realidad sólo estamos interesados en la predicción, para cada una de las decisiones antes mencionadas, ya sea que podamos estar por encima o por debajo del umbral de 200 kg/ha. Esto equivale a convertir las predicciones sobre nuestro modelo continuo en entradas y salidas discretas. Esto es realmente bastante sencillo de hacer, y comprende los siguientes pasos:

- Hacer una predicción de respuesta *promedio* para cada una de las decisiones
- Utilizar el error promedio y estándar que explica la variación estadística y de medio ambiente, para calcular una distribución de probabilidad (por ejemplo, una distribución Normal)
- Calcular la probabilidad de que los valores en la distribución estén sobre o por debajo de los 200 kg/ha

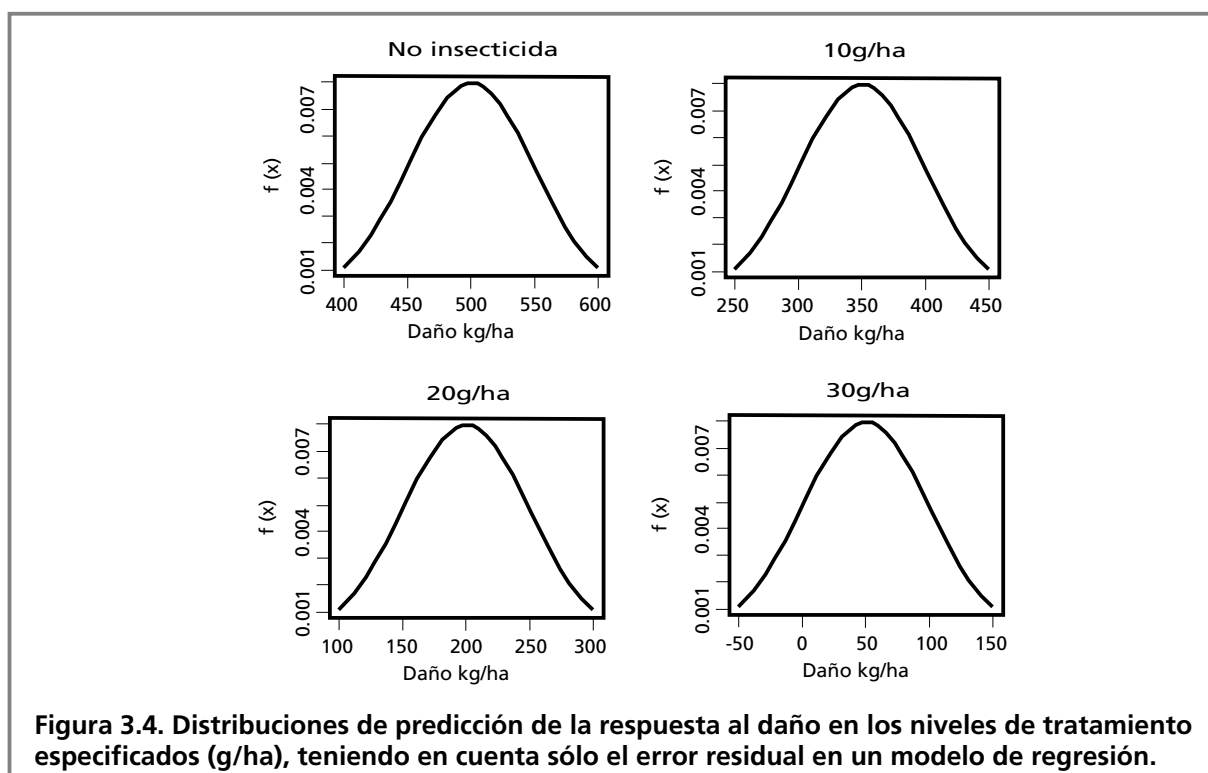


Figura 3.4. Distribuciones de predicción de la respuesta al daño en los niveles de tratamiento especificados (g/ha), teniendo en cuenta sólo el error residual en un modelo de regresión.

Tabla 3.1. Tabla de probabilidad condicional para el problema de control agrícola.

Resultado			
Variación	Decisión	Daño < 200 kg/ha	Daño >200 kg /ha
a) Modelo Residual	Sin insecticida	0	1
	10 g/ ha	0,0013	0,987
	20 g /ha	0,5	0,5
	30 g/ha	0,9987	0,0013
b) Modelo residual +variación amb.	Sin insecticida	0,00003	0,99997
	10 g/ ha	0,0227	0,9772
	20 g /ha	0,5	0,5
	30 g/ha	0,9772	0,0227

El resultado de esto serán tres distribuciones de probabilidad condicionales, cada una condicionada a la decisión que se tome. La decisión discreta y las distribuciones de probabilidad condicionales se pueden resumir oportunamente en tablas de probabilidad (Tabla 3.1), dónde las filas indican las decisiones que se han tomado, y las columnas las probabilidades de los resultados de cada decisión. En este ejemplo, las probabilidades vienen de distribuciones Normales, con medios determinados por el modelo de predicción lineal y la variación, basadas en el error residual de dicho modelo, dados el error residual y la incertidumbre ambiental (Figura 3.5-3.6)

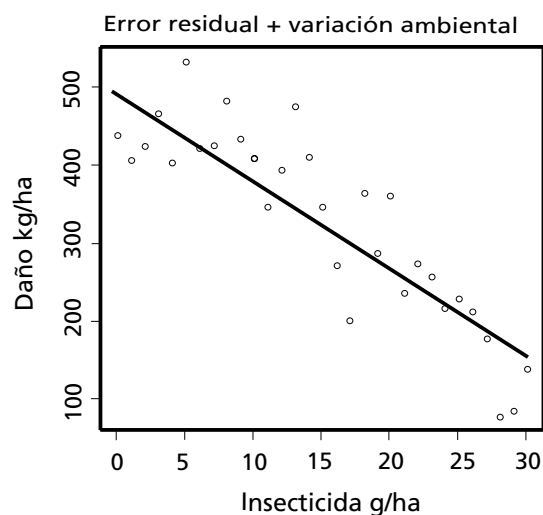


Figura 3.5. Predicción de la respuesta de la pérdida agrícola (kg/ha/año) con aplicación de entrada de insecticidas (g/ha) versus las respuestas obtenidas teniendo en cuenta el error residual en un modelo de regresión y una variación ambiental adicional.

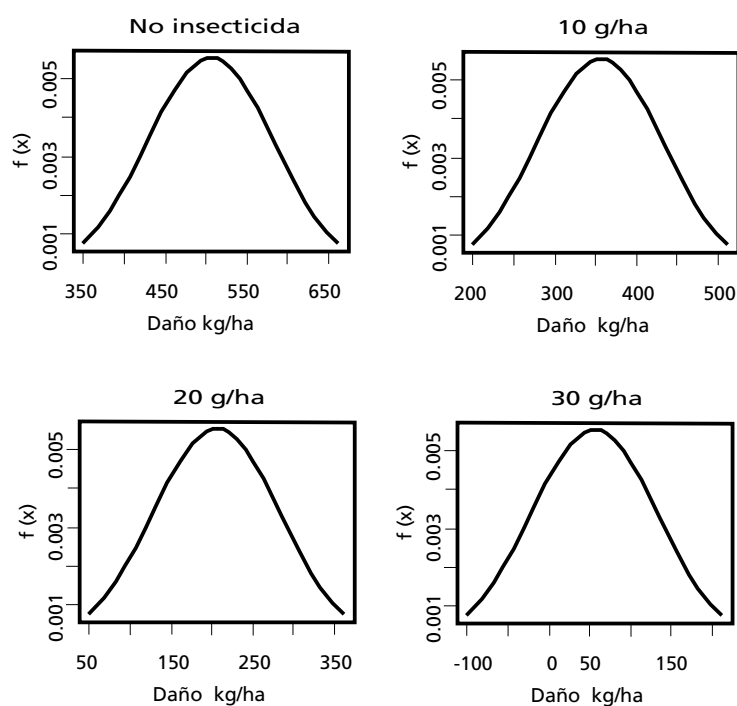
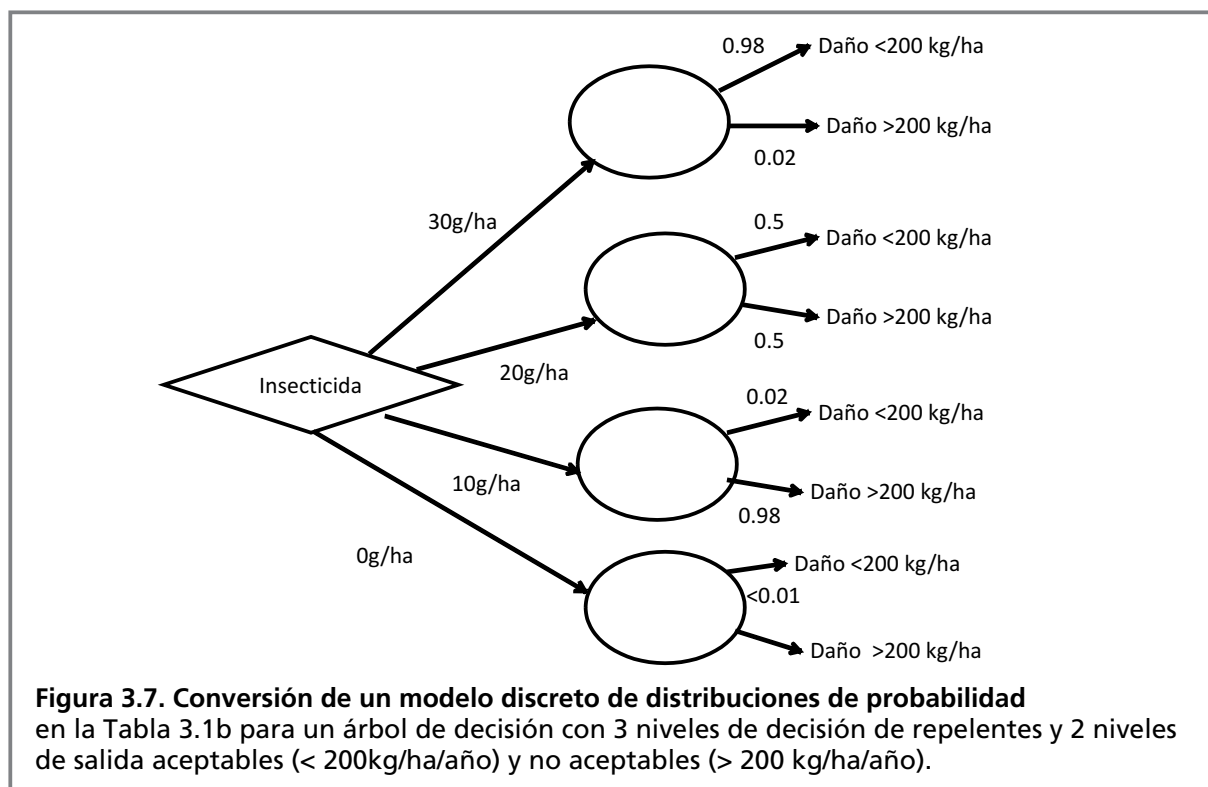


Figura 3.6. Distribuciones de predicción de la respuesta al daño en niveles de tratamiento especificados (g/ha), teniendo en cuenta el error residual en un modelo de regresión y una variación ambiental adicional.



Con frecuencia, es precisamente tan conveniente como convertir la tabla de probabilidad en un diagrama de bifurcación que nos lleva de la decisión a los resultados inciertos, denominado *árbol de decisión*. Hemos reformulado el problema de control de esta forma (Figura 3.7). Los círculos representan el resultado incierto (nivel de daño) siguiendo la selección de una de las tres decisiones, mientras las flechas representan relaciones de probabilidad condicionales. Los árboles de decisión pueden ser herramientas muy útiles, particularmente cuando somos capaces de obtener valores o utilidades para las combinaciones de las decisiones-resultados. En tales casos, podemos utilizar el árbol de decisión más o menos directamente para obtener soluciones óptimas, simplemente haciendo una inspección para encontrar la decisión que nos conduzca al mayor valor esperado.

Muchas veces el problema de decisión no puede ser reflejado por una única relación, como en el ejemplo simple que acabamos de considerar. Más comúnmente, múltiples factores interactúan a la vez para afectar el resultado de la decisión. Sin embargo, relaciones complejas frecuentes pueden descomponerse en una serie de otras más simples, por medio de argumentos de probabilidad condicional similares a los que ya hemos considerado. Volvamos al ejemplo de plaga de cultivos, pero agreguemos una pequeña complicación, concretamente, que nuestra capacidad para reducir la pérdida de cultivo utilizando insecticidas depende no sólo de cuánto se aplica, pero de cuántos insectos están presentes. Podemos argumentar que los insecticidas funcionan bien en la reducción de la abundancia de plagas cuando la abundancia de plagas es moderada, pero la efectividad de una aplicación para reducir la pérdida de cultivos disminuye al aumentar la abundancia de insectos. Una forma de representar esto se muestra en la Figura 3.8, donde el daño de los cultivos se controla juntamente con la abundancia de insecticidas para larvas y para adultos. A su vez, cada uno de estos resultados (abundancia de larvas, adultos) está

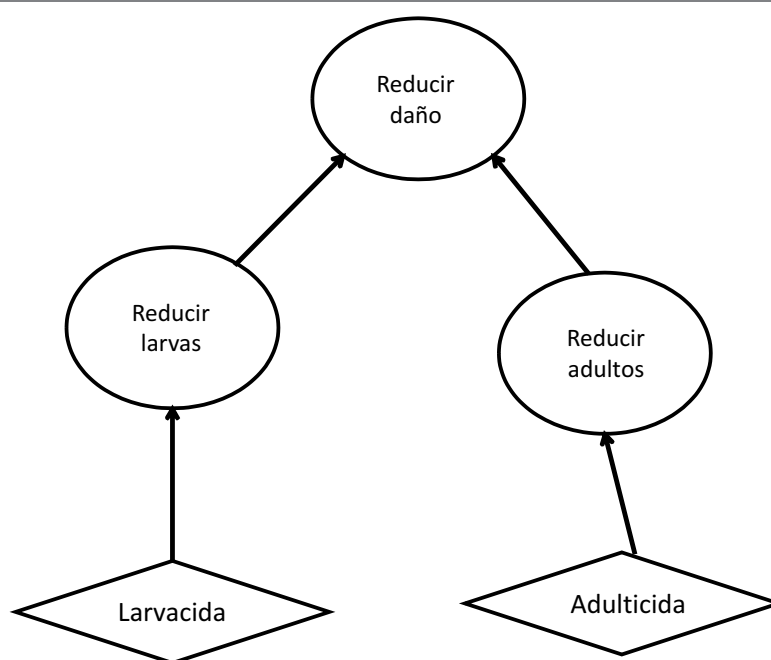


Figura 3.8. Diagrama de influencia describiendo las relaciones de probabilidad condicional entre decisiones (aplicación de insecticidas para larvas o adultos) e inmediata (reducción de larvas, reducción de adultos) y resultados finales (daño agrícola)

presumiblemente influenciado por los controles dirigidos a cada uno. Esta separación es importante porque en este ejemplo nosotros podríamos presumiblemente ser efectivos en el control de insecticidas para adultos pero no para larvas, y por lo tanto finalmente fallar en el objetivo general de reducir el daño a los cultivos. Además, los controles específicos en adultos y larvas probablemente implican distintos costos, y tanto la efectividad de los controles como sus costos necesitan ser tenidos en cuenta.

Este enfoque de utilizar una serie de relaciones conectadas y simples para construir un modelo de alta complejidad, resulta en una *red de creencias* de relaciones también llamadas *diagrama de influencia*. La idea clave de las redes es la *modularidad*: una vez que se ha determinado el resultado de un nodo (definido), los procesos que influyen dicho nodo pueden ser descartados –ya no son relevantes salvo que cambie el estado. Así, por ejemplo, una vez que sabemos cuáles son los valores de “reducción de larvas” y “reducción de adultos”, nos podemos “olvidar” de cómo surgieron estos estados y concentrar y modelar su influencia conjunta sobre el daño. Cuando las redes están conectadas a las decisiones y cuando se evalúan los resultados en curvas de valor de los objetivos, tenemos una *red de decisiones*. La red de decisiones es una herramienta muy poderosa para evaluar las decisiones alternativas en los sistemas estocásticos, y vamos a aplicarlos a la resolución de problemas en los capítulos de estudios de caso.

Ideas más avanzadas

La aplicación mencionada anteriormente no es más que una breve introducción al desarrollo y uso de modelos en la toma de decisiones, pero los principios desarrollados deberían permitir a los lectores entender los pasos básicos involucrados, y seguir la aplicación del modelado para

la toma de decisiones tal como ocurre a lo largo del libro. Algunos puntos más avanzados que están fuera del alcance de este libro, incluyen:

- *Modelado de simulaciones* - El modelado de simulaciones es en realidad sólo una extensión de ideas básicas sobre el modelado para permitir la incorporación de dinámicas a través del tiempo y el espacio. Generalmente los programas de computación construyen mejor estos modelos, aunque algunas simulaciones simples pueden hacerse a mano o en hojas de cálculo. Los modelados de simulación permiten la exploración rápida de los resultados de impactos de decisión en sistemas de modelado complejos, y son una herramienta esencial para aplicaciones más avanzadas.

- *Análisis de sensibilidad* - El análisis de sensibilidad proporciona una medida de los impactos de cambios pequeños del modelo (valores de los parámetros, variables de decisión u otras entradas) sobre la salida del modelo. La sensibilidad (y la *elasticidad* o sensibilidad proporcional) puede ser calculada para algunos modelos por medio de análisis directo que implica el cálculo; más generalmente la simulación por computadora se utiliza para calcular la sensibilidad. El análisis de la sensibilidad es un paso importante en el desarrollo y evaluación del modelo, particularmente cuando se reparte el esfuerzo para reducir la incertidumbre en los componentes del modelo.

- *Actualización Bayesiana* - Como señalamos anteriormente, generalmente nuestros modelos se juntarán sobre la base de relaciones de probabilidad condicionales. El Teorema de Bayes esencialmente nos permite revertir estas relaciones y realizar preguntas como “¿cuál debería haber sido la relación entre dos nodos si el resultado del nodo final es un valor específico? En el ejemplo de daño agrícola, por ejemplo, podemos predecir la probabilidad del evento “daño” por medio de la relación entre los nodos de “abundancia de aves”, “métodos repelentes para aves” y “daño”. Si observamos un resultado muy diferente al previsto por el modelo, podríamos necesitar revisar el mismo. Vimos anteriormente cómo hacer esto; la actualización Bayesiana es una de las herramientas principales utilizadas en el *manejo adaptativo*. Consideraremos estas ideas más adelante en el Capítulo 4.

- *Modelado Jerárquico* - Como hemos señalado, podemos utilizar relaciones condicionales para armar modelos muy complejos (redes) que serían difíciles de construir de otra forma. Estas ideas se extienden rápidamente a los problemas *jerárquicos*, donde los parámetros, datos o ambos ocurren de manera anidada (jerárquica). Por ejemplo, supongamos que podemos predecir la existencia de peces en un arroyo en particular por medio de factores de hábitat o ambientales, digamos, temperatura (X_1) y cantidad de sustrato rocoso (X_2). Deberíamos tener el siguiente modelo

$$Y_j = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2$$

Sin embargo, también podríamos suponer que los arroyos individuales difieren en la capacidad inherente para contener peces, de modo que la existencia promedio en el arroyo I está determinada más por factores de nivel del entorno (Z_1 , Z_2 , etc). Efectivamente, estos factores determinan el valor de intersección b_0 para cada arroyo

$$b_{0i} = g_0 + g_1 Z_1 + g_2 Z_2.$$

Si permitimos que la ordenada al origen varíe en el modelo original y que sea determinada jerárquicamente por los factores del entorno, tenemos un modelo jerárquico de predicción

$$Y_{ij} = b_{i0} + b_{1i} X_1 + b_{2i} X_2$$

Resumen

En este Capítulo, afortunadamente he “desmitificado” los modelos y mostrado cómo pueden ser útiles para conceptualizar un problema de decisión. He mostrado las conexiones entre los modelos y los datos; cómo se utilizan los datos tanto para estimar los parámetros de modelos como para actualizar los modelos a través del tiempo; y finalmente, cómo se pueden construir modelos un tanto complejos utilizando un enfoque “modular”. Aplicaremos todas estas ideas en los siguientes capítulos.

Capítulo 4

Incorporación del monitoreo en la toma de decisiones y el manejo adaptativo

Jeffrey J. Thompson

En los capítulos anteriores hemos visto cómo desarrollar un enfoque TDE, mediante el desarrollo de una exposición clara del problema, delineado de los objetivos y la definición de las decisiones alternativas dentro de los límites espaciales y temporales del proceso de decisión, así como la forma de conceptualizar un problema de decisión utilizando modelos y vinculando dichos modelos con los datos. Hasta este momento hemos hablado de la toma de decisiones dentro de un contexto estático, interesados en tomar una decisión óptima una sola vez. Aunque dichos problemas de decisión están presentes en la administración de los recursos naturales (por ejemplo, si quitar una represa o no), es más probable que nos enfrentemos a una cantidad de decisiones potenciales sobre un recurso, que se repiten, y basados en el estado del sistema, la decisión óptima puede variar en el espacio y el tiempo. Además, es común que haya múltiples hipótesis (es decir, modelos) sobre cómo se espera que el sistema responda al manejo (incertidumbre estructural).

Cuando existen decisiones iterativas y múltiples modelos de comportamiento del sistema que compiten entre sí en el proceso TDE, el monitoreo se utiliza para comparar las decisiones basadas en el modelo contra la respuesta observada del sistema de manejo (ver CUADRO 1, con recomendaciones para operar un monitoreo). A través del monitoreo (la observación del sistema a través del espacio y el tiempo) somos capaces de incorporar el aprendizaje al proceso de toma de decisiones, incorporando el conocimiento del sistema de respuesta a las decisiones para actualizar el nivel de credibilidad de cada uno de los modelos que compiten entre sí y reducir la incertidumbre estructural.

ASPECTOS IMPORTANTES A TENER EN CUENTA EN EL DISEÑO DEL MONITOREO PARA LA TOMA DE DECISIONES

En este libro discutimos y demostramos cómo el manejo, el monitoreo y la investigación están integradas y son actividades complementarias; y a través de esta integración, podemos maximizar la eficacia del proceso de toma de decisiones. Una de las principales razones por las que el proceso de manejo adaptativo es tan útil en la toma de decisiones es que requiere y promueve al desarrollo de objetivos específicos, claramente definidos, los que determinaran el contexto y las preguntas que conducirán al adecuado monitoreo. En otras palabras el proceso de manejo adaptativo nos obliga a diseñar el monitoreo del modo en que es más útil para tomar las decisiones en el sistema donde se están tomando.

El desarrollo e implementación de un monitoreo exitoso, independientemente de su propósito, requiere que se responda explícitamente a tres preguntas claves. Estas son: (1) ¿Por qué estamos monitoreando?, (2) ¿Qué vamos a monitorear?, y (3) ¿Cómo vamos a monitorear? (Thompson et al. 1998, Yoccoz et al. 2001). Únicamente basados en estas tres preguntas, podemos ver por qué el manejo adaptativo es tan útil, ya que a partir de establecer explícitamente los objetivos y el contexto, la pregunta ¿por qué? es fácilmente respondida. Además, determinar qué se va a monitorear, es fácilmente definible puesto que depende de los objetivos del proceso de toma de decisión (el ¿por qué?). La aplicación efectiva del monitoreo (el ¿cómo?) está por lo tanto determinada tanto por el ¿qué? y el ¿por qué? del monitoreo. Respondiendo a las dos primeras preguntas, es fácilmente definible los tipos de datos y la escala espacio-temporal en la que se recogerán.

Desafortunadamente, muy a menudo por fuera del proceso de manejo adaptativo, hay apuro para definir cómo se va a realizar un monitoreo, sin determinar previamente las razones del monitoreo (¿por qué?) y el subsecuente ¿qué? monitorear. El resultado de ese proceso, suele resultar en datos de baja calidad, y por ende con datos de valor bajo o nulo, en relación al proceso de la toma de decisiones. A su vez, esto es costoso ya que el dinero, tiempo y otros recursos gastados en la colecta de datos producen poca o ninguna información útil relacionada con las decisiones a tomar.

Teniendo en cuenta que el ¿por qué? y el ¿qué? están explícitamente determinados, el desarrollo del ¿cómo? hacer el monitoreo, independientemente de lo que estamos monitoreando, necesitamos tener en cuenta dos factores importantes para maximizar el rigor y la utilidad de los datos a partir del monitoreo: **variabilidad espacial** y **detección incompleta**. Surgen problemas con la variabilidad espacial, puesto que rara vez seremos capaces de muestrear un área completamente. Con-

secuentemente, es necesario realizar el muestreo de una manera tal que se puedan realizar inferencias o sacar conclusiones de modo confiable sobre el área de estudio como un todo.

Dependiendo de la situación, es común que el muestreo se realice seleccionando sitios considerados representativos de las variaciones en el área de estudio (tipo de vegetación, tipo de suelo, etc.). Sin embargo, tales prácticas (llamados muestreos exploratorios) pueden conducir a resultados sesgados. Aún más problemático es el uso de sitios testigos, tales como las estaciones experimentales agrícolas que a menudo están situadas en zonas de alta productividad y son a menudo menos representativas de una región o paisaje. Aunque algunos de los sesgos resultantes de los muestreos exploratorios pueden controlarse mediante inferencia basadas en modelos incorporando el efecto de las covariables (tipo de suelo, densidad de la vegetación, etc.), este enfoque es sensible a sus supuestos subyacentes y el modelo seleccionado. En contraste, las inferencias basadas en diseños, no son afectados por tales supuestos, produciendo inferencias mucho más fuertes.

La detección incompleta es la incapacidad para detectar algo con una certeza del 100%, por ejemplo, la presencia de una especie de maleza en un campo, una enfermedad del ganado en una región, o la presencia de una sustancia química en un cuerpo de agua. El fracaso de no incorporar los efectos de la detección incompleta puede sesgar significativamente los datos y su interpretación. Incorporando formalmente el proceso de detección (a menudo llamado el proceso de observación) en el monitoreo del efecto de detección incompleta, y cómo puede variar en el tiempo y el espacio, puede incorporarse en el monitoreo y en la estimación del proceso ecológico o ambiental de interés.

Cómo incorporar el error de detección en el monitoreo, depende de lo que se está monitoreando y de qué parámetros son de interés. Hay una larga historia en el desarrollo en la estimación de error de detección que ha producido una amplia gama de metodologías. Una discusión de estas metodologías está fuera del alcance de este libro, y para mayor desarrollo referirse a Conroy y Carroll (2009) para una introducción básica y a Williams et al., (2002) para un tratado más exhaustivo y completo sobre estos temas.

En el proceso TDE, dónde tenemos decisiones iterativas, existen varios modelos de comportamiento del sistema que compiten entre sí, así como monitoreo, para comparar las decisiones basadas en el modelo contra la respuesta observada al sistema de manejo, el proceso de toma de decisión es conocida como manejo adaptativo (MA) o manejo adaptativo de recursos (*adaptive resource management*; MAR).

El manejo adaptativo, es aquel que siempre se dirige a alcanzar los objetivos, reduciendo la incertidumbre a través de la incorporación del aprendizaje, dónde el aprendizaje es un medio para el fin de alcanzar objetivos de manejo o gestión, más que el objetivo en sí mismo. El manejo adaptativo tiene en común todos los componentes del TDE tratados en los capítulos 2 y 3, sin embargo, MAR requiere, además, tres componentes esenciales. Estos componentes son: 1) dos o más modelos que compiten, que explícitamente representan las predicciones de la respuesta del sistema a las acciones de manejo, 2) se debe asumir una toma de decisiones secuencial, y 3) monitoreo de los resultados de las acciones de manejo. Sin estos componentes, no es posible MAR.

Múltiples modelos que compiten (hipótesis)

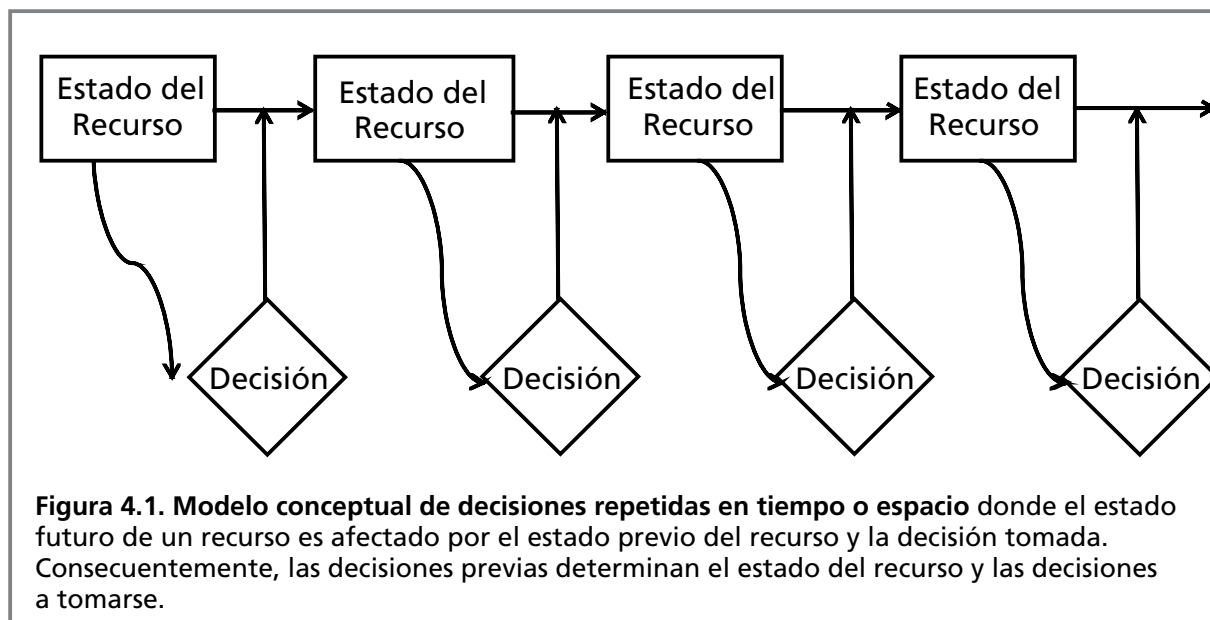
Es común, si no es la norma, que exista incertidumbre acerca de la dinámica del sistema y cómo el manejo afectará el estado futuro de un sistema (incertidumbre estructural, Capítulo 2). Consecuentemente, es normal que tengamos múltiples hipótesis (en MAR utilizamos modelos para representar estas hipótesis, Capítulo 3) sobre cómo un sistema responderá al manejo, y la incertidumbre sobre a qué hipótesis (modelo) representa mejor el sistema. Para minimizar la complejidad innecesaria, el conjunto de modelos alternativos debería ser tan numeroso como fuera necesario, para representar la dinámica del sistema de forma plausible.

De acuerdo a los modelos alternativos, se hacen predicciones para cada oportunidad de decisión, las cuales se consideran de acuerdo al apoyo relativo de cada modelo y combinado con el grupo de modelos. Las decisiones se toman en base al peso de cada modelo según cada acción de manejo potencial. Como hemos visto en el Capítulo 2, los pesos del modelo iniciales se pueden asignar a lo largo de una clasificación de información que va de la completa incertidumbre, dónde los modelos pueden inicialmente recibir igual peso, a la gran certidumbre basada en los datos. Teniendo en cuenta que bajo MAR se toman decisiones secuencialmente, lo que permite el aprender de cada decisión (ver más abajo), la asignación inicial de pesos del modelo no es tan crítico para el cumplimiento de los objetivos, en comparación con cuándo se toma una decisión única.

Toma de decisiones secuenciales

La toma de decisiones secuenciales sobre un recurso en relación con el estado observado de ese recurso (así como otros factores tales como consideraciones legales, deseos públicos, etc.) es práctica común en el manejo de los recursos naturales, y esencial para implementar el MAR. La toma de decisiones secuenciales implica la observación de un recurso a lo largo del tiempo y la toma de decisiones acerca de ese recurso, basándose en el estado observado de dicho recurso

en cada punto de decisión (Figura 4.1). Este proceso tiene en cuenta la reacción, comparando la respuesta de los recursos al manejo con los resultados esperados (predicciones bajo los modelos compitiendo) y por lo tanto permite que se aplique el aprendizaje en el proceso de la toma de decisiones a las decisiones futuras.

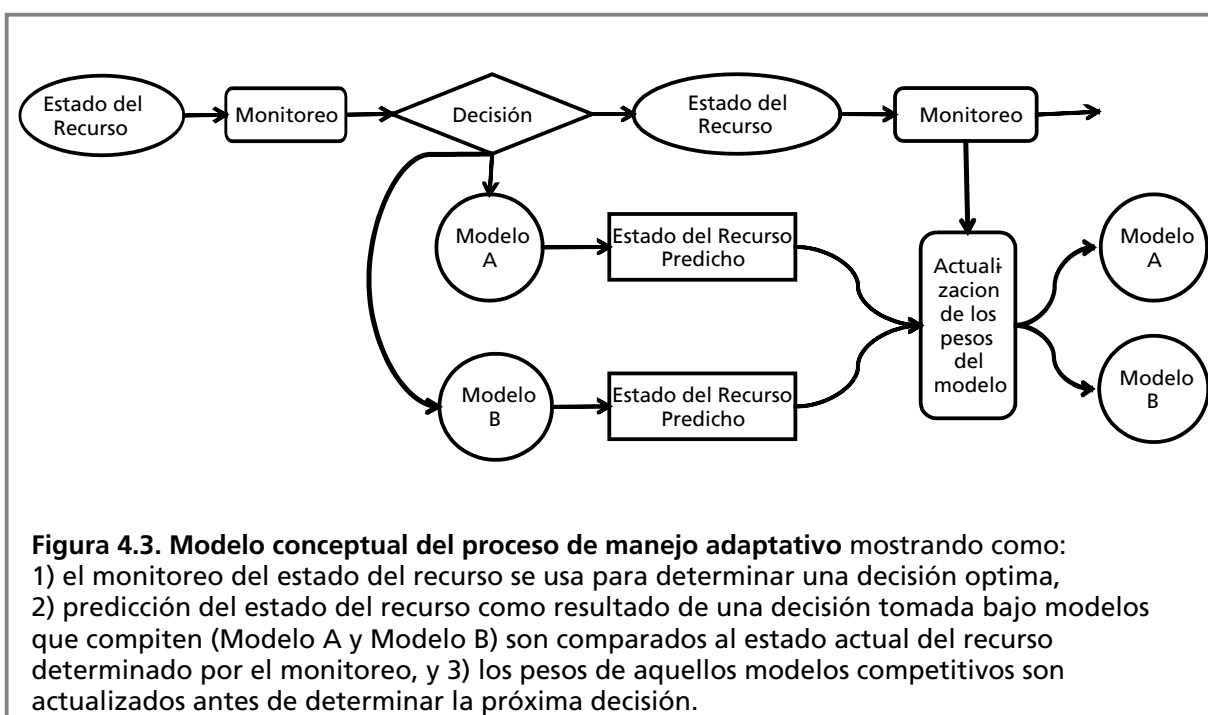
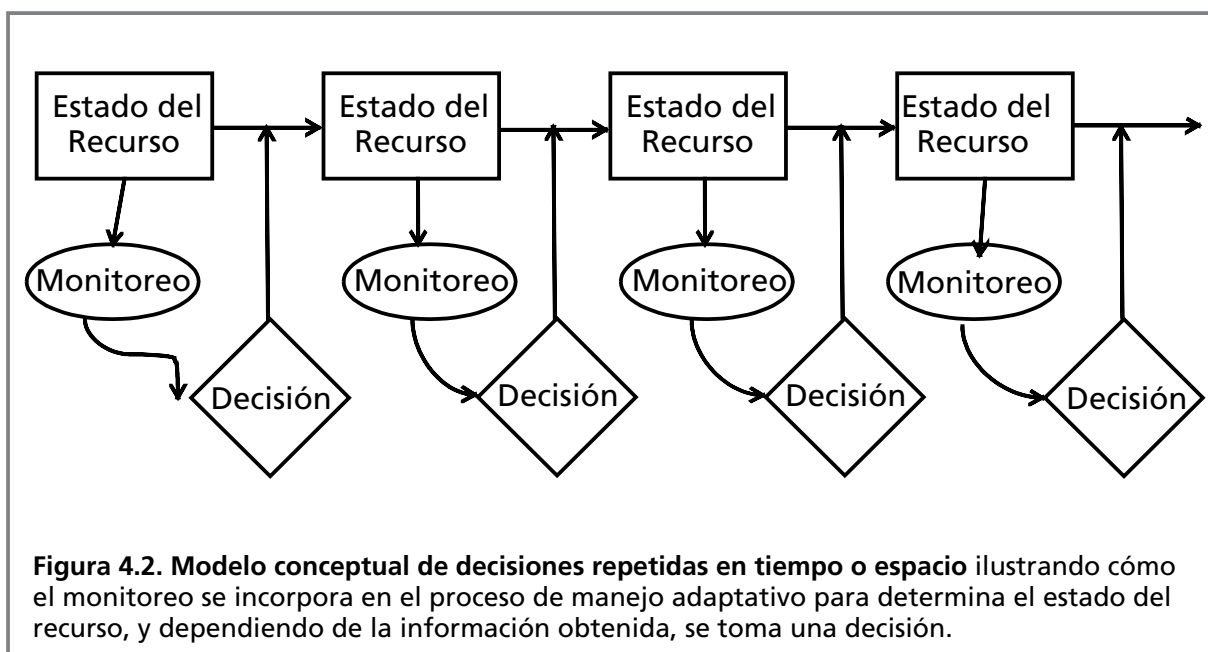


Monitoreo del sistema de respuesta al manejo

El monitoreo se utiliza para múltiples propósitos en el proceso de MAR, incluyendo la determinación del estado del sistema, definiendo la toma de acciones apropiadas, y midiendo la respuesta del sistema administración. Todos estos propósitos son típicos en la administración de los recursos, sin embargo, en el MAR el monitoreo es utilizado adicionalmente para incorporar conocimientos vía retroalimentación o “*feedback*” en el proceso de decisión para reducir la incertidumbre y es un componente crítico de la MAR. Además, el monitoreo en el MAR es una herramienta esencial en el perfeccionamiento o desarrollo de nuevos modelos de dinámica del sistema si fuera necesario.

La devolución o “*feedback*” de la información de cada decisión secuencial en el MAR se logra monitoreando el estado del sistema en respuesta a una decisión (Figura 4.2) y comparando el estado del sistema después de la decisión con las predicciones. Esta devolución de la información es esencial para reducir la incertidumbre estructural, que se expresa como el peso del modelo para cada uno de los modelos que compiten. La predicción que es muy similar al estado observado del sistema tras una decisión, produce un valor de probabilidad más alto y da mayor peso al modelo correspondiente. El nuevo peso de cada uno de los modelos que compiten (hipótesis), se utilizan luego para determinar la decisión óptima en el siguiente paso y se repite el proceso, que cierra el ciclo de devolución consistente en predicciones, administración y monitoreo (Figura 4.3).

Cabe señalar que es posible que las decisiones no den lugar a los resultados deseados, ni para los conocimientos adquiridos a través de la devolución de la información. En tales situaciones,



es necesario volver a la fase de instalación del MAR y revisar los resultados, objetivos y/o modelos deseados (Capítulo 1).

Incorporación del conocimiento a través del monitoreo

En el Capítulo 3 demostramos cómo se aplica el Teorema de Bayes para incorporar información en el proceso de TDE. Aquí vamos a ver varios ejemplos de cómo podemos emplear el Teorema de Bayes, primero para reducir la incertidumbre sobre la credibilidad del modelo, utilizando el monitoreo y la devolución (*“feedback”*), y segundo, incorporando el monitoreo y la devolución en la toma de decisiones cuando tenemos dos o más modelos de cómo funciona

nuestro sistema de interés, que compiten entre sí. Para ello volvemos al ejemplo de la reducción de pérdida de cultivos a plagas de insectos a través de la aplicación de insecticidas.

Digamos que hemos determinado una decisión óptima para aplicar insecticida para adultos a los cultivos para reducir la pérdida en los mismos y nos gustaría aplicar una cantidad suficiente para reducir la pérdida de los cultivos en 200 kg/ha (estamos suponiendo que sabemos que la aplicación de este pesticida reducirá la pérdida de los cultivos matando la plaga de insectos que causa la pérdida de los mismos). De lo que no estamos seguros es qué cantidad de insecticida aplicar para alcanzar el objetivo porque tenemos un pequeño número de pruebas ($n=10$) y tenemos dos modelos que podrían potencialmente representar la relación entre la aplicación de plaguicida y la pérdida de cultivo, una lineal y otra no-lineal. En el modelo lineal se predice que la reducción de la pérdida de cultivo en 200 kg/ha, requeriría la aplicación de 25 kg/ha y en el modelo no-lineal de 16,6 kg/ha. Estas diferencias en las cantidades son bastante grandes, y será necesario tomar una decisión inicial sobre qué cantidad de insecticida por hectárea debería aplicarse, y confiamos igualmente en que ambos modelos son creíbles (50%:50%; un peso de 0,5 a cada uno). Por esta razón, vamos a decir que queremos confiar más en que las pérdidas de los cultivos se reducirán en al menos 200 kg/ha, lo que significa que vamos a aplicar 25 kg/ha de insecticida a los cultivos, basándonos en el modelo lineal. Como consecuencia, basándonos en este monto, el modelo no lineal predice que la pérdida de cultivos se verá reducida en aproximadamente 265 kg/ha.

$$y=0,0+8,0x$$

$$y=448,3(1-e^{-0,036x})$$

Ahora es dónde vamos a emplear el monitoreo para estimar los efectos de la aplicación de insecticidas en la pérdida de la cosecha y luego utilizar esos datos para actualizar los pesos de nuestro modelo. Supongamos que nuestro monitoreo estima la reducción de la pérdida de cultivos en 220 kg/ha, ahora necesitamos una forma de medir formalmente en qué medida se compara nuestra observación con las predicciones del modelo, teniendo en cuenta el error en la predicción. Hacemos esto determinando la *probabilidad* de la observación (valor del estudio) que es previsto por los modelos. La probabilidad nos dice cuán factible es un valor particular observado, en virtud de un modelo dado, y es la base para muchas estimaciones estadísticas comunes y procedimientos de prueba. Para nuestro ejemplo, utilizaremos una fórmula de probabilidad basada en la distribución Normal, la cual (dejando de lado una constante) es

$$L_i(N_{t+1}) = \exp(-(N_{t+1} - \tilde{N}_{i,t+1})^2 / \sigma^2)$$

dónde (N_{t+1}) es el valor observado del monitoreo, $\tilde{N}_{i,t+1}$ es el valor predicho por el modelo i , y σ representa el error en la predicción del modelo. Cuánto más cerca esté el valor observado del valor previsto, mayor será la probabilidad (cercana a 1), y dónde el valor observado coincide exactamente con el valor predicho, la probabilidad será 1. Cabe mencionar aquí que σ representa el error de predicción de múltiples fuentes de incertidumbre, incluyendo el error estadístico y fuentes de incertidumbre tratadas en el Capítulo 2, y que hay metodologías complejas para estimar este error que van más allá del alcance de este libro. Posteriormente, en este ejemplo, utilizaremos un valor proporcional al tamaño de la predicción de un coeficiente de variación de

0,2. Utilizando este valor para σ y nuestro valor observado de 220 kg, calculamos la probabilidad del modelo lineal como

$$L_{\text{lineal}}(N_{t+1}) = \exp(-(220 - 200)^2/40^2) = 0,779$$

y el modelo no lineal como

$$L_{\text{no-lineal}}(N_{t+1}) = \exp(-(220 - 265)^2/53^2) = 0,486$$

Basándonos en esto, podemos ver que el valor observado por el monitoreo de 220 kg/ha es más probable que tenga lugar bajo el modelo lineal.

Utilizando las probabilidades y los pesos de modelos anteriores, que hemos definido como iguales para los dos modelos, podemos emplear el Teorema de Bayes para actualizar los pesos del modelo de los dos modelos que compiten, tal como fue presentado en el Capítulo 3. Podemos representar el cálculo del peso (*weight*; W) o importancia del nuevo modelo para el modelo lineal como:

$$W_{\text{nuevo modelo (no-lineal)}} = W_{\text{modelo anterior (no-lineal)}} \times \text{probabilidad}_{\text{(no-lineal)}} / (W_{\text{modelo anterior (lineal)}} \times \text{probabilidad}_{\text{(lineal)}}) + (W_{\text{modelo anterior (no-lineal)}} \times \text{probabilidad}_{\text{(no-lineal)}})$$

equivalente a:

$$W_{\text{nuevo modelo (no-lineal)}} = (0,5 \times 0,779) / (0,5 \times 0,779) + (0,5 \times 0,486) = 0,616$$

y para el modelo no lineal:

$$W_{\text{nuevo modelo (no-lineal)}} = W_{\text{modelo anterior (no-lineal)}} \times \text{probabilidad}_{\text{(no-lineal)}} / (W_{\text{modelo anterior (lineal)}}) + (W_{\text{modelo anterior (no-lineal)}} \times \text{probabilidad}_{\text{(no-lineal)}})$$

equivalente a:

$$W_{\text{nuevo modelo (no-lineal)}} = (0,5 \times 0,486) / (0,5 \times 0,779) + (0,5 \times 0,486) = 0,384$$

Por lo tanto, podemos ver que basados en esta observación, nuestra confianza en el modelo lineal creció de 50% a 62% mientras que en el caso del modelo no-lineal, cayó a un 38%. En nuestro próximo ejemplo, vamos a ejemplificar cómo incorporamos los datos del monitoreo, utilizando el Teorema de Bayes, para optimizar la toma de decisiones.

Manejo Adaptativo (MAR)

Como mencionamos anteriormente, cuando repetimos el proceso de TDE, los múltiples, diferentes modelos de sistema de respuesta a las decisiones, emplean el monitoreo para suministrar información sobre los resultados de las decisiones y usan esos datos de monitoreo para actualizar la credibilidad de nuestras ideas u opiniones en cada uno de los diferentes modelos de decisión, es que recurrimos al manejo adaptativo. Para ilustrar cómo el monitoreo y la actualización del modelo (usando el Teorema de Bayes) se utilizan en el manejo adaptativo, vamos a ver otro ejemplo del problema de control de plagas agrícolas.

Quedémonos con el objetivo en el cual deseamos reducir la pérdida de cultivos por plagas de insectos, a por lo menos 200 kg/ha y mantener las cosas simples a fines ilustrativos, digamos que hemos determinado dos opciones para las decisiones de manejo; siendo estos la aplicación de insecticidas focalizada sólo en insectos adultos, o aplicando dichos insecticidas en combinación con pesticidas específicos para larvas. Vamos a suponer, para este ejemplo, que la cantidad, programación y frecuencia de la aplicación han sido pre-establecidos. A cada decisión se le asignaron valores de utilidad y los resultados potenciales, los cuales están resumidos en la Tabla 4.1. En este caso, el mejor resultado, es aplicar sólo insecticidas destinado a adultos y obtener el resultado deseado de reducir la pérdida del cultivo en >200 kg/ha, al cual se le asignó un valor de utilidad de 100, mientras que de no obtenerse el resultado deseado, le fue asignado un valor de 30. Cuando se aplican insecticidas destinados a ambos, adultos y larvas, el valor de utilidad asignado para la reducción de pérdida del cultivo en >200 kg/ha es de 70, y en <200 kg/ha, es de 10; el valor de utilidad representa (en una escala de 0 a 100) nuestra satisfacción con la combinación de una acción particular con un resultado dado. Por ejemplo, es presumiblemente mejor reducir la pérdida de cultivo sólo aplicando insecticidas para adultos, en oposición a la consecución del mismo objetivo también enfocándonos en las larvas.

Para cada decisión, hubo dos modelos de respuesta al sistema en competencia (Tabla 4.2). El Modelo 1 otorga el 45% del peso que el resultado de la aplicación de insecticidas para adultos, sólo se traducirá en los objetivos del manejo, mientras que el Modelo 2 coloca un 40% del peso en la decisión, reduciendo la pérdida del cultivo en >200kg/ha. En virtud de la decisión de aplicar insecticidas tanto para larvas como para adultos, el Modelo 2 otorga el mayor peso (80%) en

Tabla 4.1. Valores de utilidad para las alternativas de decisión y sus resultados para diferentes aplicaciones de insecticidas

Decisión	Reducción pérdida cultivo <200 kg/ha	Reducción pérdida cultivo >200 kg/ha
Insecticida Adultos	30	100
Insecticida Adultos + Larvas	10	70

Tabla 4.2. Probabilidades de resultado en los dos modelos de competencia a efectos de la aplicación de diferentes plaguicidas

		Reducción pérdida cultivo <200 kg/ha	Reducción pérdida cultivo >200 kg/ha
Insecticida específico para adultos	Modelo 1	0,45	0,55
	Modelo 2	0,7	0,3
Insecticida específico para adultos y larvas	Modelo 1	0,4	0,6
	Modelo 2	0,2	0,8

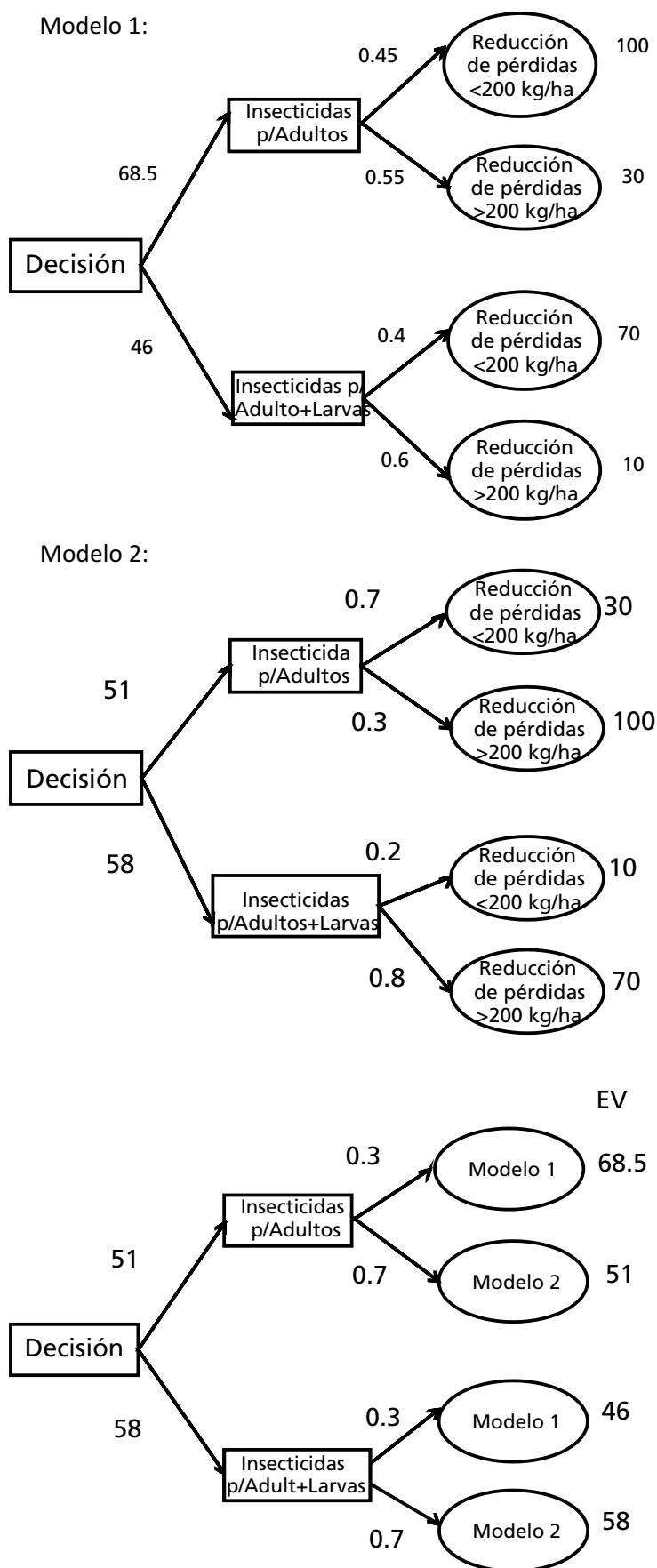


Figura 4.4. Valores de utilidad, probabilidades resultantes y valores de decisiones esperadas para la combinación de resultados de las decisiones bajo el (a) Modelo 1 (b) Modelo 2, y ambos modelos.

la reducción de la pérdida de cultivo de >200kg/ha, mientras el Modelo 1 es casi el opuesto, con sólo un 30% de confianza de que la decisión alcanzará los objetivos. Con los pesos resultantes bajo los dos modelos y los valores de utilidad podemos calcular los valores esperados (E) de cada decisión en cada modelo, tal como lo vimos en Capítulo 3. Esto daría los siguientes cálculos (Figura 4.4):

$$E(\text{Insecticida Adultos} \mid \text{Modelo 1}) = (0,45) \times (30) + (0,55) \times (100) = 68,5$$

$$E(\text{Insecticida Adultos} \mid \text{Modelo 2}) = (0,70) \times (30) + (0,30) \times (100) = 51$$

$$E(\text{Insecticida Adultos+larvas} \mid \text{Modelo 1}) = (0,40) \times (10) + (0,60) \times (70) = 46$$

$$E(\text{Insecticida Adultos+larvas} \mid \text{Modelo 2}) = (0,20) \times (10) + (0,80) \times (70) = 58$$

Cuando usamos estos valores, luego podemos determinar el valor promedio esperado para cada decisión basándonos en nuestra confianza en cada uno de los modelos. Para este ejemplo, diremos que basándonos en información anterior, ubicamos el 30% del peso del modelo en el modelo 1 y el 70% en el modelo 2. Utilizando estos valores y los valores esperados de las decisiones, calculamos el valor esperado de las decisiones de la siguiente forma:

$$E(\text{Insecticida Adultos}) = (68,5) \times (0,3) + (51) \times (0,7) = 56,3$$

$$E(\text{Insecticida Adultos+larvas}) = (46) \times (0,3) + (58) \times (0,7) = 54,4$$

En base a esto, la decisión óptima es aplicar sólo insecticidas específicos para adultos.

Supongamos ahora que hemos tomado una decisión óptima para aplicar sólo insecticida específico para adultos y que hemos llevado a cabo el monitoreo para observar el efecto de nuestra decisión y calculamos los valores de probabilidad de la siguiente manera:

	Peso del modelo (W)	Verosimilitud
Modelo 1	0,3	0,5
Modelo 2	0,7	0,65

Teniendo en cuenta los pesos y probabilidades del peso anterior, podemos usar el Teorema de Bayes para actualizar los pesos del modelo de la siguiente manera;

$$\text{Modelo 1}_{(\text{nuevo peso})} = (0,3 \times 0,5) / ((0,3 \times 0,5) + (0,7 \times 0,65)) = 0,25$$

$$\text{Modelo 2}_{(\text{nuevo peso})} = (0,7 \times 0,65) / ((0,3 \times 0,5) + (0,7 \times 0,65)) = 0,75$$

Podemos ver que nuestra creencia en el Modelo 2 ha aumentado considerablemente del 70% al 75%, mientras que aquella del Modelo 1 ha disminuido simultáneamente. Usando estos nuevos pesos del modelo, podemos ahora actualizar nuestro valor esperado de la decisión promedio con los dos modelos:

$$E(\text{Insecticida Adultos}) = (68,5) \times (0,25) + (51) \times (0,75) = 55,4$$

$$E(\text{Insecticida Adultos+larvas}) = (46) \times (0,25) + (58) \times (0,75) = 55$$

que todavía indica que la decisión óptima consiste en aplicar sólo un insecticida específico para adultos, sin embargo podemos observar que los pesos del modelo ajustados han dado como resultado que los valores esperados sean más parecidos. Supongamos que repetimos nuestra decisión, aplicar un insecticida específico para adultos, y observamos las mismas probabilidades que antes. Si hacemos los cálculos, podemos ver que los nuevos pesos del Modelo 1 y Modelo 2 son 0,2 y 0,8 respectivamente, y los valores esperados ahora favorecen la aplicación de insecticidas específicos para adultos y para larvas ($E(\text{Insecticida Adultos}) = 54,5$; $E(\text{Insecticida Adultos+larvas}) = 55,6$). De esta manera podemos ver cómo en dos iteraciones hemos incorporado conocimiento de nuestra toma de decisiones, actualizando nuestro nivel de confianza en cada modelo, lo que determinó una nueva decisión óptima.

El valor de la información

Cómo hemos analizado hasta hora en los ejemplos anteriores, **la información** (la reducción de la incertidumbre sobre qué modelo de alternativas es verdadero) tiene valor, la cantidad de información sobre el valor depende de:

- el valor relativo de las decisiones-resultados
- las probabilidades de la decisión-resultado
- la cantidad de incertidumbre estructural (modelo)

Utilizando la probabilidad como medida de incertidumbre, y la situación más simple dónde tenemos sólo dos modelos en competencia, la mayor “certidumbre” será cuando tengamos todo el peso (100%) en un modelo. Cuando hay iguales pesos en cada modelo (50%:50%) tenemos la mayor “incertidumbre”, mientras que todos los otros escenarios son intermedios. Esto lleva a la siguiente pregunta: “¿qué tanto mejor es conocer qué modelo es “mejor”, que basar las decisiones en el comportamiento promedio de los modelos? o en otras palabras, ¿qué tan valioso es para quien toma las decisiones, eliminar la incertidumbre?”. A este valor que cuantifica la importancia de la discriminación del modelo, se lo conoce como El Valor Esperado de Información Perfecta (VEIP (*EVPI en inglés*)), que puede describirse de la siguiente forma:

$$\text{Valor esperado de la mejor decisión contando con información perfecta} \\ \text{menos}$$

$$\text{El máximo de las utilidades esperadas contando con información incompleta}$$

VEIP es siempre al menos 0, y generalmente mayor, indicando que la información tiene valor, aunque dicho valor depende de las utilidades, grado de incertidumbre de cada modelo, y los pesos del modelo actual. Utilizando el ejemplo de decisión mencionado más arriba relacionado con la aplicación de plaguicidas, calculamos el VEIP como el peso promedio de los valores máximos específicos del modelo, a través de los modelos, menos el máximo de un promedio de

los valores (basados en el desempeño del modelo promedio; el valor bajo las mejores decisiones no adaptables), o

Información perfecta:

E (mejor decisión bajo 100% creencia en modelo 1) = 68,5

E (mejor decisión bajo 100% creencia en modelo 2) = 58

Información imperfecta:

E (mejor decisión bajo los dos modelos) = 56,3

Entonces, utilizando esta información obtenemos:

$$VEIP = (68.5+58)/2 - 56.3 = 63.3 - 56.3 = 7$$

En consecuencia, vemos que hay una incertidumbre considerable en el proceso de decisión ya que el VEIP está lejos de 0, lo que significa que la información tiene un valor sustancial en la reducción de la incertidumbre. En el ejemplo, si el peso del Modelo 1 es 0.7, el VEIP es 0, indicando que no sería importante obtener más información sobre el sistema para reducir la incertidumbre. En tal caso, el monitoreo no se justificaría para reducir la incertidumbre, sin embargo, el monitoreo tal vez aún sería necesario para evaluar la eficacia del manejo hacia el cumplimiento de los objetivos de gestión.

Manejo Adaptativo Pasivo vs Activo

Si observamos los ejemplos anteriores, es evidente la efectividad de incorporar el aprendizaje para reducir la incertidumbre en la toma de decisiones. Además, debería quedar en claro que, aunque los objetivos en los ejemplos anteriores fueron puestos para obtener una decisión óptima, la estructura del MAR podría usarse también para incrementar específicamente el aprendizaje sobre la función del sistema que se está manejando. Con frecuencia se hace una distinción entre dos enfoques diferentes del MA; **pasivo**, dónde un enfoque está orientado exclusivamente a alcanzar los resultados de las decisiones deseados; y **activo**, dónde se pone el énfasis tanto en los resultados de las decisiones como en el aprendizaje, o incluso sólo en el aprendizaje.

Ambos enfoques reconocen la incertidumbre y están orientados a reducir dicha incertidumbre en el tiempo, sin embargo, ellos principalmente difieren en el grado de énfasis que pongan para reducir la incertidumbre. En otras palabras, difieren en cuánta importancia se le dé al aprendizaje.

En el MA pasivo los objetivos tienen en cuenta el efecto que tienen las decisiones sobre los resultados, pero no en cómo las decisiones reducen la incertidumbre. En el MA pasivo, el aprendizaje se usa para optimizar las decisiones y para conseguir los objetivos, pero el aprendizaje en sí mismo no es un objetivo del proceso de toma de decisiones. Este es el caso del ejemplo de los plaguicidas que vimos anteriormente, dónde la toma de decisiones puede mejorar a través del aprendizaje, pero el proceso de toma de decisiones está exclusivamente orientado a mejorar la toma de decisiones y el aprendizaje es una herramienta para ese fin.

Por el contrario, en el MA activo, tanto el aprendizaje como el logro de los resultados son objetivos del proceso de toma de decisiones. En otras palabras, estamos interesados en entender la dinámica del sistema tanto como lo estamos en lograr los objetivos, o incluso, exclusivamente interesados en entender la dinámica del sistema. En el MA activo, el aprendizaje puede ser el único objetivo obtenido del proceso de toma de decisiones. En consecuencia, se incorpora el aprendizaje a la función objetivo afectando la elección de la decisión óptima, comparado con el MA pasivo, dónde el aprendizaje es sólo el resultado del proceso de decisión.

Obviamente, la elección de si empelar el MA pasivo o activo dependerá de los objetivos de la toma de decisiones. ¿Qué tan importante es el aprendizaje?, ¿Podemos empujar el sistema más lejos? Por ejemplo, en el caso de una especie cosechada podríamos aumentar las cuotas de cosecha para evaluar la respuesta de las especies a las tasas más altas de la cosecha pero el balance podría ser que empujamos las especies a un nivel de población dónde la recuperación a corto plazo podría ser difícil. Incluso peor aún, ¿qué pasa si estamos gestionando la persistencia de una especie en peligro de extinción? Ciertamente querríamos que nuestras decisiones optimizaran la persistencia de las especies, y que el interés en el aprendizaje estuviera sólo en segundo lugar. Posteriormente, como siempre está el caso de la utilización del MA en el contexto de las decisiones y los objetivos.

Resumen

En este capítulo hemos visto cómo en el proceso de toma de decisiones estructuradas (TDE), dónde se están tomando decisiones repetidas, es posible incorporar el aprendizaje en el proceso de decisiones previas, para informar las presentes decisiones a través del monitoreo. Cuando incorporamos el aprendizaje de esta forma al TDE, se lo conoce como Manejo Adaptativo de los Recursos o Manejo Adaptativo. A través del monitoreo, podemos reducir la incertidumbre estructural en el proceso de decisión, evaluando la eficacia de nuestras decisiones para lograr los objetivos de manejo, mientras que también nos permite incrementar o reducir la credibilidad entre múltiples modelos competitivos de comportamiento del sistema, comparando el estado del sistema con las expectativas de esos modelos. En capítulos posteriores, veremos cómo aplicar este enfoque a los sistemas del mundo real.

Bibliografía

Conroy, M.J. and J.P. Carroll. 2009. *Quantitative Conservation of Vertebrates*. Wiley-Blackwell, United Kingdom

Thompson, W.L., G. White, and C. Gowan. 1998. *Monitoring Vertebrate Populations*. Academic Press, New York, USA.

Williams, B.K., J.D. Nichols, and M.J. Conroy. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, New York, USA.

Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, and T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446–453.

Capítulo 5

Integración de técnicas de economía ambiental en el marco de la toma de decisiones

Angela M. Romito y Andrea P. Goijman

El principal impulsor de la optimización de las decisiones en TDE es la estimación de la función de utilidad, mediante la cual seremos capaces de estimar los valores esperados de las decisiones (Capítulo 2 y 3). Sin embargo, se ha prestado poca atención a los métodos de estimación de valores en la literatura de toma de decisiones de recursos naturales. En la mayoría de los casos se optimiza un objetivo biológico (por ejemplo persistencia de las especies), generalmente bajo una restricción de costo de gestión. Raras veces se realiza un análisis económico riguroso de ambos costos y beneficios. Esto es, en parte, porque las agencias de manejo de recursos naturales o los investigadores rara vez tienen el tiempo y los recursos para llevar a cabo dicha evaluación. En cambio, los costos de implementación de las acciones de manejo son casi siempre monetizados (convertir al valor de moneda) mientras que los beneficios se describen sólo cualitativamente. La monetización de los costos, mientras que los beneficios son sólo descritos cualitativamente, puede alimentar el punto de vista del público de “la economía versus el medio ambiente”. Por lo tanto, creemos que los analistas de decisión por lo menos deben ser conscientes de los métodos para la incorporación de una adecuada valoración económica de bienes ambientales en el proceso TDE, siempre y cuando sea posible y necesario.

Como hemos aprendido en los capítulos anteriores, y veremos en los ejemplos del resto del libro, los componentes del modelo de toma de decisiones pueden ser parametrizados (poner los datos en los modelos) utilizando datos obtenidos empíricamente, información de informes publicados o no publicados, y / o la opinión de expertos. La obtención de valores (de los actores) para un rango de resultados previstos se realiza generalmente para que un analista pueda parametrizar la función de utilidad en un modelo de decisión. Esto puede ser particularmente problemático cuando los atributos en la función de utilidad son medidos en unidades dispares. Por ejemplo, supongamos que los tres objetivos en una función de utilidad son: 1) maximizar la riqueza de especies de aves, 2) maximizar la producción de soja, y 3) reducir al mínimo el costo de las acciones de manejo. La riqueza de especies de aves se mide en número de especies de aves por unidad de superficie, la producción de soja se mide en unidades de masa por unidad de superficie, y el costo se mide en pesos por acción. Una de las opciones para transformar cada

atributo a la misma unidad de medida es a través del uso de un multiplicador sin unidades. Por ejemplo, un analista puede pedir a representantes de los actores interesados que clasifiquen los objetivos basados en valores relativos entre sí. Alternativamente, el campo de la economía ha proporcionado una variedad de técnicas para monetizar los tres elementos. La monetización de rentabilidad de la producción de soja se puede lograr con relativa facilidad mediante técnicas de valoración basadas en el mercado. Sin embargo, debido a que las aves nativas no se compran y venden en los mercados, se requieren técnicas de valoración no basadas en el mercado (desde ahora “valoración de no-mercado”) para obtener monetización de los valores asociados a ellos.

En este capítulo presentaremos algunas de las herramientas que el campo de la economía ambiental provee para monetizar bienes del medio ambiente. En el caso de los recursos del medio ambiente, este proceso requiere la identificación de los vínculos entre los procesos ecosistémicos y el bienestar humano, los cuales no siempre son bien comprendidos (Boyd y Banzhaf 2007). Sin embargo, los tomadores de decisiones sobre recursos naturales tienen al menos tres opciones disponibles cuando se considera la posibilidad de monetizar el valor de los bienes ambientales (Grafton et al. 2004): 1) se pueden utilizar estudios originales para monetizar ya sea el conjunto más importante, o un set, de los valores no de mercado asociados a la acción de manejo; 2) la transferencia de beneficios (“*Benefit transfer*”) de valores de no-mercado estimados en estudios previos se puede utilizar para hacer inferencias económicas sobre el valor de los bienes ecosistémicos relevantes para una situación de decisión determinada, o, lo que es más frecuente, 3) el tomador de decisión puede omitir la monetización de los beneficios del proceso de toma de decisiones.

Comenzaremos este capítulo, primero identificando valores económicos (de mercado y de no-mercado) asociados a bienes ambientales. Luego discutiremos las técnicas que los economistas utilizan para monetizar recursos ambientales, y proporcionaremos algunos ejemplos de aplicaciones de estas técnicas.

Tipos de valores y técnicas de valoración

Tipología de valores

En economía, los conceptos de valoración se refieren al bienestar humano y generalmente se miden en unidades monetarias (Arrow et al. 1996). Un punto clave en relación con los valores económicos (sobre todo cuando se habla de valor ambiental) es que deben ser cuantificados en términos de ventajas y desventajas que un individuo puede obtener (directa o indirectamente) y no deben confundirse con medidas de importancia o deseos definidas por filósofos morales o ecólogos (Bockstael et al. 2000). Los beneficios económicos se evalúan sólo en términos de cambios relativos, así el valor de cambio se define por la cantidad (positiva o negativa) de compensación que un individuo necesitaría para estar tan bien como hubiera sido sin el cambio basado en políticas (Bockstael et al. 2000).

El valor económico total de un recurso ambiental incluye los valores de mercado, valores monetarios que se obtienen a partir de un recurso comercializado, y valores de no-mercado que

no pueden ser comercializados en el mercado (White et al. 2001). Los valores de mercado son considerados valores de uso directo y pueden estar vinculados a algún uso humano observable de los recursos del medio ambiente. Los valores indirectos y de no-uso son tipos de valores de no-mercado (Grafton et al. 2004). Los valores de uso directo pueden ser de consumo, lo que implica algún tipo de interacción física con el recurso, como en el caso de la cosecha de guanacos, o de no consumo, que podría ejemplificarse como el uso de turista caminando por los parques nacionales patagónicos para ver guanacos.

Los valores de uso indirecto reflejan beneficios funcionales provistos por los recursos naturales (White et al. 2001). Por ejemplo, los grandes carnívoros pueden ser vinculados a muchos beneficios indirectos, como el mantenimiento de la red trófica y balance del ecosistema. Además, algunas aves insectívoras podrían controlar el crecimiento poblacional de algunos insectos plaga que generan pérdidas económicas a los productores locales.

Además de los usos directos e indirectos de los bienes ambientales, se pueden estimar dos tipos de valores de no uso: los valores de existencia y legado (u opción). El primero se refiere puramente a la satisfacción generada por la existencia del recurso (por ejemplo, saber que el cardenal amarillo continuará existiendo en los bosques de Espinal de Entre Ríos), mientras que el segundo viene del deseo de conservar la capacidad de utilizar el recurso en el futuro o pasar el recurso a las generaciones futuras (por ejemplo, el deseo de un individuo de mantener la posibilidad de que un día podrá ver yagaretés en la selva misionera).

Métodos de valoración

El marco económico más común para comparar los impactos deseados y no deseados de políticas ambientales propuestas es el análisis de costo-beneficio (Arrow et al. 1996). El análisis de costo-beneficio puede ayudar a los tomadores de decisiones a entender mejor las consecuencias de los cambios de política propuestos, evaluando las ventajas y desventajas previstas como resultado de las decisiones de manejo de recursos naturales. Aunque los métodos de costo-beneficio han sido históricamente basados en el mercado, las técnicas de valoración no comerciales han sido recientemente reconocidas como una parte importante de este tipo de evaluación, debido a la relevancia de los valores de no-mercado en las decisiones de política ambiental.

Tanto las técnicas de valoración de mercado y de no-mercado se basan en la teoría económica estándar –a menudo denominada “economía del bienestar neoclásica”– que supone que los seres humanos son tomadores de decisiones racionales y, por lo tanto, harán todo lo posible para alcanzar su nivel más alto de bienestar dadas sus circunstancias (Bockstael et al. 2000, Holland et al. 2010). La utilización de una base teórica estándar para estudios de valoración económica le permite a economistas agregar y / o comparar medidas de valor derivadas del uso de diversas técnicas. El tipo de método de valoración utilizado depende de la naturaleza de los valores asociados con el recurso. Debido a que ninguna técnica de valoración se puede utilizar para medir y distinguir todos los aspectos de valor económico de un recurso, es importante no superponer los beneficios agregados generados por diferentes tipos de técnicas de valoración (Bockstael et al. 2000).

Técnicas de valoración basadas en el mercado

Las técnicas de valoración basadas en el mercado se utilizan para estimar los valores económicos de productos ambientales que se compran y se venden en los mercados. El método estándar para medir el valor de uso de un recurso de mercado es agregar las estimaciones de excedente del consumidor (el monto máximo de personas están dispuestas a pagar por un bien menos lo que realmente pagan) y el excedente del productor (la diferencia entre los costos de producción y de los ingresos totales) utilizando el precio de mercado y datos de cantidad (Grafton et al. 2004). El excedente del consumidor puede estimarse a partir de datos que describan las variaciones de la demanda en función de los precios y otros factores que podrían afectar la demanda (por ejemplo, ingresos u otros datos demográficos). Las técnicas de valoración basadas en el mercado podrían aplicarse para estimar los ingresos obtenidos del comercio de lana de vicuña y guanaco en Tucumán y Río Negro, respectivamente. Alternativamente, éstas técnicas podrían aplicarse para estimar la pérdida en la producción de girasol en La Pampa debido al consumo de semillas por parte de la torcaza.

Técnicas de valoración no basadas en el mercado (no-mercado)

Mientras que la valoración basada en el mercado puede ser útil para los bienes ambientales que tienen usos directos, de consumo asociados, la valoración de no-mercado es necesaria generalmente para cuantificar la totalidad de los beneficios económicos y los costos relacionados con un recurso ambiental (Kotchen y Reiling 2000). Existen dos grandes enfoques para la valuación de no-mercado de los recursos ambientales. La primera es un enfoque de preferencia indirecta o revelada, el cual utiliza los datos sobre el comportamiento humano observable en el mercado para estimar el valor económico de un bien o servicio ambiental para el cual no existe un mercado (Holland et al. 2010). Por ejemplo, la preferencia de una persona por aire limpio puede ser revelada indirectamente por la compra de una casa al lado de un parque nacional. Este tipo de enfoque requiere el uso de datos relacionados con los usos humanos o comportamiento; por lo tanto, no se puede utilizar para medir los valores de no uso. El segundo tipo de enfoque trata de obtener preferencias directamente utilizando las preferencias declaradas de los individuos, obtenidas por medio de encuestas y otras técnicas experimentales. Como resultado, estos estudios suelen expresar las medidas de valor en términos de lo que la gente estaría dispuesta a pagar (*"willingness to pay"*, WTP) por cambios específicos en la cantidad o calidad de un bien, o de lo que estarían dispuestos a aceptar (*"willingness to accept"*, WTA) en compensación por pérdidas específicas en la provisión de estos bienes (White et. al 2001, Carson et al. 2003). Dado que las especies amenazadas y en peligro de extinción son bienes públicos, la técnica de disposición a aceptar a menudo es la medida más adecuada (Loomis y Blanco, 1996). Sin embargo, la falta de familiaridad del público con el ofrecimiento de una compensación a comparación del pedido de colaboración monetaria a algún programa, resulta en casi todos los estudios de medición de WTP.

Preferencias reveladas

Hay un número de potenciales aplicaciones para las técnicas de preferencias reveladas, incluyendo las demandas sobre recreación o costos de viajes, y métodos de establecimiento de valor hedónico. Los modelos de comportamiento recreativo estiman los valores de uso recreativo mediante la evaluación de los datos sobre las opciones de selección de sitios y / o el número de visitas a un sitio en particular por parte de los usuarios de recreación (Holland et al. 2010). Argentina ofrece una gran variedad de actividades al aire libre en una variedad de entornos, desde las selvas subtropicales en el norte hasta la costa subantártica de Tierra del Fuego en el sur. Por lo tanto, el valor económico de la recreación al aire libre en Argentina, particularmente en y alrededor de los parques nacionales (por ejemplo, la Patagonia) es sustancial. Por ejemplo, un enfoque de costo de viajes se podría utilizar para estimar el valor económico de la recreación al aire libre en los bosques de lenga o el valor de la gran industria de ecoturismo que se ha desarrollado como resultado de la demanda de la observación de aves en el Chaco.

Los métodos de valor de propiedad hedónicos utilizan datos de los precios de la vivienda para hacer inferencias sobre el impacto de los atributos ambientales relacionados con el precio de venta o alquiler de una propiedad (Malo et al. 2001). Estos modelos comparan un gran número de propiedades con distintos precios y atributos, como el tamaño, el barrio y las características ambientales para estimar el cambio promedio de valor de propiedad asociado a un atributo particular. Por ejemplo, los modelos hedónicos se podrían utilizar para medir la voluntad de un dueño de casa para comprar una propiedad que ofrece vistas a las formaciones de bosques de Lenga mediante la comparación de propiedades similares con y sin la proximidad a los bosques de Lenga.

Los métodos de preferencia revelada en general son menos controversiales que las técnicas de preferencia declarada, ya que dependen de los datos que describen los comportamientos observados en lugar de comportamientos hipotéticos. Sin embargo, ya que las técnicas de preferencia revelada requieren este tipo de datos, no pueden ser usados para medir los valores de no uso. Otra limitación de esta técnica es que las personas que disfrutan de observación de la fauna silvestre podrían vivir cerca del parque con el fin de aumentar sus oportunidades de observación. El método del costo de viaje no podría capturar su valor para la vida silvestre debido a que sus gastos de viaje hacia el parque serían bajos. Por otra parte, los enfoques de costo de viaje examinan los comportamientos que ya han ocurrido, por lo que es difícil la utilización de los resultados para hacer inferencias respecto a las preferencias futuras.

Preferencias declaradas

Las técnicas de preferencia declarada se reconocen generalmente como el único medio disponible para la medición de los valores de no uso de productos ambientales (Carson et al. 2001). Antes del derrame de petróleo del Exxon Valdez ocurrido en las aguas de Alaska en los Estados Unidos (1989), la valoración de no uso era un área de investigación económica que no estaba bien desarrollada (Carson et al. 2003). Esto cambió después del derrame de petróleo en gran parte debido a los reclamos por daños en contra de Exxon por pérdida de los valores de uso pasi-

vo. En 1990, el gobierno federal de EE.UU. aprobó la Ley de Control de Contaminación por Petróleo (OPA), que ordenó que “los administradores deben tener la facultad de incluir los valores de uso pasivo como un componente dentro de la determinación de la evaluación de daños a los recursos naturales de los valores indemnizables”. Unos años más tarde un grupo de economistas llegó a la conclusión, con algunas salvedades, que la valoración contingente es un método fiable y útil para estimar el valor de no uso (Carson et. al 2001, Carson et al. 2003).

Estos los enfoques implican cuestionar directamente a las personas a través de encuestas sobre el valor económico que le adjudican a un cambio en la cantidad y / o calidad de un recurso especificado (Kotchen y Reiling 2000). La declaración de la voluntad a pagar (WTP) depende en general tanto las características del bien de no-mercado que se trate y las características de los encuestados. Por ejemplo, los encuestados de mayores ingresos pueden indicar una mayor disposición a pagar por la protección de los recursos naturales que las personas de medianos y bajos ingresos. Del mismo modo, las personas tienden a valorar las especies de alto perfil, tales como megafauna carismática (por ejemplo, grandes carnívoros o aves rapaces) sobre especies de inferior perfil (por ejemplo, insectos o ranas, Loomis y Blanco, 1996). A pesar de los problemas asociados al manejo de fauna carismática, la protección de especies de alto perfil a menudo requiere protección implícita de los componentes de los ecosistemas que las sustentan y por lo tanto, puede ser utilizado en beneficio de los manejadores de recursos naturales.

Dado que los métodos de preferencias declaradas se basan en respuestas a encuestas, pueden estar sujetas a una serie de sesgos de respuesta y, a su vez pueden ser más controversiales que otros tipos de técnicas de valoración económica. Un cierto nivel de sesgo hipotético –la diferencia entre lo que las personas indican en una encuesta y lo que hacen en la vida real– se produce en la mayoría de los estudios de preferencias declaradas (Murphy et al 2005). Otro tipo de sesgo de respuesta es la insensibilidad de alcance, en donde los encuestados no demuestran conciencia de la magnitud de los efectos sobre los bienes de no-mercado. Es fundamental un diseño cuidadoso de las encuestas para prevenir estos y otros tipos de sesgos de respuesta, que podrían dar lugar a una importante inversión de tiempo y dinero. Por ejemplo, en un estudio presentado en este libro, cuando se preguntó a los agricultores acerca de su disposición a pagar por la plantación de árboles nativos para lograr la conservación de aves, no pudieron dar una respuesta porque no estaban seguros y tal vez tímidos a responder. Los resultados negativos en el uso de este enfoque no son raros dada la dificultad de la gente en asignar un valor monetario a algo que no es intercambiado en el mercado (Gregory et al. 2012); tal vez un mejor enfoque podría ser proporcionar opciones en lugar de una pregunta de final abierto.

Un tipo de técnica de preferencia declaradas es la valoración contingente (CV), que consiste en preguntar directamente a las personas a través de encuestas acerca del valor económico que le dan a un cambio en la cantidad y / o calidad de un recurso determinado. Una encuesta típica CV ofrecerá a los encuestados a elegir entre uno o más escenarios alternativos (generalmente un escenario donde se mantienen las condiciones existentes versus una manipulación de las dinámicas actuales del estado). CV supone que la gente sabe cuáles son sus preferencias y pueden manifestar adecuadamente su disposición a pagar por cualquier bien del medio ambiente.

Incluso en situaciones de mercado, donde la gente tiene práctica en cuanto a sus preferencias, este supuesto no es siempre una buena idea.

Para evitar sesgos, los analistas deben ser cuidadosos acerca de cómo las preguntas presentadas son elaboradas. Además, las encuestas deben presentar variaciones de la misma pregunta. Por ejemplo, consideremos la siguiente pregunta con respecto a la conservación de la lechucita de las vizcacheras:

1) “¿Cuánto es lo máximo que pagarías por año para la iniciativa de conservación de la lechucita para aumentar las poblaciones de la lechucita de las vizcacheras en el área X?”

2) “El programa Y ofrece una amplia protección de la lechucita y duplicará la presencia de la lechucita de las vizcacheras en el área X. ¿Cuánto estarías dispuesto a pagar cada año para apoyar este programa?”

Aunque los enfoques de preferencia declarada son algo controversiales, son reconocidos como la única forma de estimar los valores de uso pasivo (Carson et. al 2001). Simulan un mercado donde no existe a través de preguntas en encuestas que permite a los entrevistados “comprar” bienes de no-mercado en situaciones hipotéticas (Holland et al. 2010). Los métodos de preferencia declarada también tienen la ventaja adicional de ser capaces de explorar los impactos de futuras decisiones políticas, mientras que las técnicas de preferencia revelada sólo pueden ser utilizados para hacer inferencias acerca de los impactos de los cambios en políticas que ya han ocurrido.

Transferencia de beneficios

Debido a la gran necesidad de prestar atención al diseño del estudio, se requieren importantes inversiones de tiempo y dinero en la aplicación de las técnicas de valoración descritas anteriormente. Las decisiones de política ambiental pendientes rara vez cuentan con el tiempo y el dinero necesarios para desarrollar investigaciones originales, dejando a los tomadores de decisión con dos opciones: 1) realizar una evaluación económica como parte del proceso de toma de decisiones, o bien, 2) la utilización de técnicas de transferencia de beneficios para adaptar investigaciones llevadas a cabo con anterioridad para abordar las decisiones actuales. Por lo tanto, la transferencia de beneficios es potencialmente la técnica más utilizada por un analista de decisión, y por este motivo dedicaremos un poco más de tiempo a discutir esta técnica.

Las evaluaciones de transferencia de beneficios pueden ser clasificadas en 2 grandes categorías: (1) la transferencia por unidad - que implica la transferencia de la estimación puntual más similar (por ejemplo, valor por día visitante o por hogar) o un promedio de las estimaciones puntuales, y (2) el transferencia de la función de valor - que implica el uso de cualquiera de las funciones estimadas previamente (por ejemplo, las funciones de disposición a pagar o funciones de demanda) o una función de meta-regresión (en el caso de los meta-análisis) para estimar el valor del recurso en cuestión (Johnston y Rosenberger 2009). Transferencias de funciones de valor generalmente dan mejores resultados que las transferencias de las estimaciones puntuales (Rosenberger y Stanley 2006). La transferencia de funciones se considera un método más robus-

to, ya que utiliza un conjunto de variables explicativas para predecir los valores, mientras que la unidad de transferencia tiende a ser una adopción más sencilla de los valores monetarios de un contexto a otro (Spash y Vatn 2006). Debido a que el enfoque de transferencia de unidad toma los números a su valor nominal, asume implícitamente que son pertinentes para un contexto político específico, a menudo sin ningún tipo de pruebas.

La calidad de la función de transferencia depende de la calidad de la investigación original en que está basada (Johnston y Rosenberger 2010). Además de esta norma general, parecería que hay poco consenso acerca del desempeño comparativo de funciones transferidas, incluso aquellas derivadas de estudios individuales, múltiples estudios o meta-análisis. Los meta-análisis pueden ser utilizados para combinar las funciones de múltiples estudios y asume que hay una meta-función subyacente que une el recurso valorado y las características socio-económicas a través del espacio y el tiempo (Bergstrom y Taylor 2006). A diferencia de transferencias de unidades, el rigor estadístico de las funciones puede ser probado y adaptado al sitio de interés.

El valor real de un recurso de no-mercado no se conoce con certeza, incluso cuando se calcula cuidadosamente utilizando un estudio original de valoración, y dicha incertidumbre se debe a errores de medición. El error de medición es el resultado de los juicios y métodos utilizados en los estudios originales (por ejemplo, error de muestreo) y, en consecuencia, este tipo de error es endógeno a los estudios primarios de valoración (Rosenberger y Stanley 2006). Los factores metodológicos que pueden influir la estimación de valor incluyen (pero no están limitados a) los métodos de valoración, el método de obtención, diseño de la encuesta y las unidades de medida (Rosenberger y Johnston, 2009). Los errores de medición pueden ser evitados en la transferencia de beneficios si los factores metodológicos son reportados en los estudios de valoración originales de manera lo suficientemente completa como para permitir su identificación, pero el analista de la transferencia de beneficios no puede hacer demasiado para mitigar o reducir este tipo de error. La transferencia de beneficios también está sujeta a error de generalización y el sesgo de publicación. El error de generalización se produce cuando una medida del valor es generalizada a sitios o recursos no estudiados y puede ser minimizado cuando los estudios de valoración originales contienen características físicas (por ejemplo, ubicación geográfica) y de mercado (por ejemplo, las normas culturales) similares a las del caso presente que se quiere evaluar (Rosenberger y Stanley 2006). Los estudios de transferencia de beneficios ganan fiabilidad y validez cuando los sitios originales y de interés son consistentes con respecto al bien que está siendo valorado, el contexto de mercado, y la medida de bienestar (Loomis y Rosenberger 2006). En su evaluación de la validez de transferencia de beneficios, Morrison y Hesse (2006) encontraron que las transferencias a través de sitios similares, población y escala geográfica son generalmente adecuadas para la transmisión de valores. Sin embargo, se encontró que las transferencias entre diferentes situaciones y transferencias demográficas (por ejemplo, nivel de ingresos) y físico (por ejemplo, zona urbana o rural) a través de contextos regionales y nacionales no son fiables. Además, los valores de no-mercado no son necesariamente temporalmente estables, pero las transferencias de valor a menudo incluyen estimaciones de valor separadas en el tiempo. Por lo tanto, la fiabilidad temporal debe ser considerada, además de la consistencia física y de mercado, en aplicaciones de transferencia de beneficios.

El sesgo de selección de publicaciones contribuye aún más a los errores en las aplicaciones de transferencia de beneficios (Rosenberger y Stanley 2006). Los estudios que informan resultados estadísticamente significativos o resultados que se ajusten a las expectativas teóricas son preferidos a menudo por los comités de selección de publicaciones. Como resultado, el cuerpo de la literatura empírica es una muestra sesgada (Rosenberger y Stanley 2006). En el área de la valoración de no-mercado, el sesgo de selección favorece la innovación metodológica por sobre los estudios que se centran en las estimaciones de beneficios para cumplimentar sus objetivos propios (Stanley 2005). Los estudios que evalúan el impacto del sesgo de selección en las estimaciones de valor han encontrado que las estimaciones de beneficios tienden a ser más pequeñas y las estimaciones de costos suelen ser mayores en la literatura con referato (Rosenberger y Stanley 2006).

El error de generalización, el error de medición y los errores generados por el sesgo de publicaciones, presentan desafíos para los analistas de transferencia de beneficios. En última instancia, la transferencia de beneficios es sólo tan buena como los datos en que se basa, y es probable que en la transferencia haya al menos uno de los errores. El control de estos errores requiere un informe completo de los diseños y procedimientos originales de los estudios de valoración y el analista de transferencia de beneficios debe prestar especial atención a estos detalles de la investigación.

A pesar de los desafíos para obtener transferencias válidas y fiables, las realidades del proceso de dictado de políticas indican que la transferencia de beneficios es a menudo la única opción para la evaluación de los efectos de políticas de decisión. La transferencia de beneficios ha sido identificada como una herramienta efectiva en cuanto al costo y tiempo para la evaluación de las consecuencias económicas de algunas implementaciones de políticas (Iovanna y Griffiths 2006). Dado que es probable que ocurra en cualquier análisis de transferencia de beneficios un cierto grado de error, el grado de error a aceptar depende de lo que los tomadores de decisiones consideran aceptable (Iovanna y Griffiths 2006).

Resumen

Hasta este punto, el lector debe tener una breve comprensión de los tipos de enfoques los economistas utilizan para obtener la monetización de los bienes ambientales. Técnicas de valoración basados en el mercado pueden ser útiles cuando un problema de decisión implica bienes que se compran y se venden en los mercados, mientras que las técnicas de valoración no económicas pueden ser útiles para monetizar el valor de recursos que no tienen un valor de mercado. Sin embargo, la estimación del valor económico total de cualquier recurso, es probable que requiera una combinación de ambas técnicas, de mercado y de no-mercado. La transferencia de beneficios puede ser útil para proporcionar una amplia gama de estimaciones de los beneficios que se pueden utilizar para informar la toma de decisiones cuando los estudios primarios no son factibles.

Mientras nosotros apoyamos que los analistas de decisión sobre recursos naturales deben al menos ser conscientes de las técnicas de valoración económica, reconocemos que no siempre

será posible o conveniente utilizarlas en un marco de toma de decisiones de los recursos naturales. Por ejemplo, la obtención valores (“*value elicitation*”) no monetarios puede ser más factible cuando no se dispone de datos y hay limitaciones de tiempo. Del mismo modo, la monetización puede ser inapropiada para un marco donde el contexto de la decisión requiere un valor biológico o ecológico explícito (por ejemplo, planes de recuperación de especies en peligro de extinción). Al igual que con cualquier problema de decisión, los analistas de decisiones deben evaluar el contexto de cada problema de decisión y los recursos disponibles y, a continuación, seleccionar la herramienta adecuada(s) para hacer frente a ese problema.

Como hemos desarrollado en este capítulo, hay muchas opciones para incorporar información en un marco de TDE, y construir una función de utilidad con elementos de unidades dispares. En la Tabla 1 resumimos las diferentes metodologías, diferenciando entre técnicas de valoración y no valoración económicas, para cuantificar los recursos naturales. La obtención de valores es útil cuando no se dispone de datos y el tiempo es una limitante, y las técnicas de valoración de mercado se utilizan para estimar los valores económicos para los productos ambientales que se compran y se venden en los mercados. Entre las técnicas de valoración de no-

Tabla 1.1. Resumen de técnicas utilizadas para cuantificar recursos naturales para ser incorporados en un marco de toma de decisiones. Referirse al texto para las definiciones, ejemplos, y detalles de sus ventajas y limitaciones.

	Otras		Valoración de mercado	Valoración de no-mercado		
	Obtención de valores no monetarios por expertos	Multiplicador sin unidades	Costo-beneficio para bienes de mercado	Preferencias reveladas	Preferencias declaradas	Transferencia de beneficios
Se utiliza en tipos de valores	Mercado/ no-mercado	Mercado/ no-mercado	Mercado	No-mercado	No-mercado	Mercado/ no-mercado
Asignación de valores	Indirecta	–	Directa	Indirecta	Directa	Indirecta
Monetiza	si/ no	no	si	si	si	si
Ventajas	Efectivas en costo y tiempo	Efectivas en costo y tiempo	Objectiva	Basada en comportamientos observados	Puede medir valores de no-uso	Efectivas en costo y tiempo
Limitaciones	Confiabilidad depende en el conocimiento de expertos	Confiabilidad depende en el conocimiento de expertos	Solo para bienes de mercado	- Comportamiento pasado - No puede ser usada sobre valores de no-uso	- Sesgo de respuestas - Encuestados pueden tener dificultad en responder	- Depende de la literatura - Sujeto a sesgos

mercado, la preferencia revelada es una aproximación indirecta que utiliza el comportamiento humano observable en un mercado, y en las preferencias declaradas las preferencias individuales se obtienen generalmente a partir de encuestas. Por último, la transferencia de beneficios se utiliza para transferir las estimaciones puntuales, o la función de las estimaciones anteriores, de la literatura, que puede ser un método eficiente con respecto al tiempo y el presupuesto.

En las últimas dos décadas ha habido una tendencia cada vez mayor en el uso de la valoración contingente y métodos hedónicos de propiedad en la literatura (Adamowicz 2004). Los métodos de costos de viaje y la transferencia de beneficios han tenido menos éxito, al menos en términos de interés en el campo de las publicaciones académicas. Los métodos de transferencia de beneficios son relativamente raros como publicaciones en la literatura académica, a pesar de que son comunes en el campo de las aplicaciones. Sin embargo, estas tendencias pueden no ser representativas en la toma de decisiones y las aplicaciones de gestión de recursos naturales (Adamowicz 2004). Los análisis económicos rigurosos de los costos y beneficios en toma de decisiones de recursos naturales, por lo general se han limitado a los casos de la salud humana (Adamowicz 2004). La biodiversidad y la valoración de servicios ecosistémicos, por el contrario, siguen siendo un área difícil debido a la incertidumbre, y a los contextos altamente politizados.

En algunos casos, la incorporación de técnicas de valoración económica en un marco TDE ayudará a los tomadores de decisión a comunicar mejor los beneficios de la protección de los recursos naturales a los responsables políticos y el público en general. Una comunicación eficaz con los creadores de políticas será más hacia la creación de más incentivos para la conservación de los recursos naturales y las buenas prácticas de manejo para las actividades agropecuarias y forestales en Argentina.

Referencias

- Adamowicz, W. L. 2004. What's it worth? An examination of historical trends and future directions in environmental valuation. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 48:419-443.
- Arrow, K.J., M.L. Cropper, G.C.Eads, R.W. Hahn, L.B. Lave, R.G. Noll, P.R. Portney, M.
- Russell, R. Schmalensee, V.K. Smith, R.N. Stavins. 1996. Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health and safety regulation? *Science* 272: 221-222.
- Bergstrom, J.C. and L.O. Taylor. 2006. Using meta-analysis for benefits transfer: theory and practice. *Ecological Economics* 60: 351-360.
- Bockstael, N., Freeman, A.M., Kopp, R., Portney, P and V.K. Smith. 2000. On Measuring Economic Values for Nature. *Environmental Science and Technology* 34(8) 1384-1389
- Brouwer, R. 2006. Do stated preference methods stand the test of time? A test of the stability of contingent values and models for health risks when facing an extreme event. *Ecological Economics* 60: 399-406.
- Carson, R.T. R.C. Mitchell, M. Hanemann, R.J. Kopp, S. Presser and P.A. Ruud. 2003. Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill. *Environmental and Resource Economics* 25: 257-286.
- Carson, R.T., N.E. Flores and N.F. Meade. 2001. Contingent Valuation: controversies and evidence. *Environmental Resource Economics* 19: 173-210.
- Grafton, R.Q., Adamowicz, W., Dupont, D., Nelson, H., Hill, R.J., and S. Renzetti. 2004. *The Economics of the Environment and Natural Resources*. Blackwell Publishing. Malden, MA.
- Gregory, R., L. Failing, M. Harstone, G. Long, T. McDaniels, and D. Ohlson. 2012. *Structured decision making: a practical guide to environmental management choices*. Wiley-Blackwell.
- Holland, D.S., J.N. Sanchirico, R.J. Johnston and D. Joglekar. 2010. *Economic Analysis for Ecosystem-Based Management: Application to Marine and Coastal Environments*. Rff Press. Washington D.C.
- Iovanna, R. and C. Griffiths. 2006. Clean water, ecological benefits, and benefits transfer: a work in progress at the U.S. EPA. *Ecological Economics* 60: 473-482
- Johnston, R. and R. Rosenberger. 2010. Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *Journal of Economic Surveys* 24(3), 479-510.
- Kotchen, M.J. and S.D. Reiling. 2000. Environmental attitudes, motivations and contingent valuation of nonuse values: a case study involving endangered species. *Ecological Economics* 32(1): 93-107.
- Loomis, J.B. and R.S. Rosenberger. 2006. Reducing barriers in future benefit transfers: needed improvements in primary study design and reporting. *Ecological Economics* 60: 343-350.
- Loomis, J.B., B. Roach, F. Ward, and R. Ready. 1995. Testing the transferability of recreation demand models across regions: a study of Corps of Engineers reservoirs. *Water Resources Research* 31: 721-730.
- Loomis, J.B. and D.S. White. 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 18: 197-206.
- Morrison, M. and O. Bergland. 2006. Prospects for the use of choice modeling for benefit transfer. *Ecological Economics* 60: 420-428.

Murphy, J.J., P.G. Allen, T.H. Stevens and D. Weatherhead. 2005. A meta-analysis of hypothetical bias in stated preference valuation. *Environmental and Resource Economics* 30(3): 313-325.

Poor, P.J., K.J. Boyle, L.O. Taylor and R. Bouchard. 2001. Objective versus subjective measures of water clarity in hedonic property value models. *Land Economics* 77(4): 482-493.

Rosenberger, R.S. and R.J. Johnston. 2009. Selection effects in meta-analysis and benefit transfer: avoiding unintended consequences. *Land Economics* 85: 410-428.

Rosenberger, R.S. and T.D. Stanley. 2006. Measurement, generalization and publication: Sources of error in benefit transfers and their management. *Ecological Economics* 60(2), 372-378.

Runge, M. C., S. J. Converse, and J. E. Lyons. 2011. Which uncertainty? Using expert elicitation and expected value of information to design an adaptive program. *Biological Conservation* 144:1214-1223.

Spash, C.L. and A. Vatn. 2006. Transferring environmental value estimates: issues and alternatives. *Ecological Economics* 60: 379-388.

Stanley, T.D. 2005. Beyond publication bias. *Journal of Economic Surveys* 19: 309-345.

White, P.C.L., A.C. Bennett and E.J.V. Hayes. 2001. The use of willingness-to-pay approaches in mammal conservation. *Mammal Review* 31: 151-167.

PARTE II

Aplicaciones de TDE y MAR
a la resolución de problemas
de manejo y conservación

Capítulo 6

Estudio de caso:

Manejo de bosques de lenga *Nothofagus pumilio* en el noroeste de la Patagonia

Verónica Rusch y Jeffrey J. Thompson

La nueva Ley Nacional de Conservación de Bosques Nativos (LN 26331) introduce en la gestión de los bosques nuevos y complejos desafíos para los tomadores de decisión: gestores de las provincias, y tenedores de los bosques. La forma de llevar adelante esta ley a campo es un desafío para los técnicos que deben asesorar a los productores en la toma de decisiones. Al ser una ley de Ambiente, que apunta a la conservación y el manejo sustentable de los bosques, su aplicación implica múltiples objetivos, conceptos, y disciplinas. En este complejo esquema, existen numerosas incertidumbres, algunas debidas a la falta de información, o por las experiencias particulares con resultados disímiles que los actores han tenido, generando visiones diferentes sobre el comportamiento del sistema.

Ante esta complejidad, el empleo de la herramienta de TDE con la posibilidad del posterior MAR presenta una oportunidad de gran valor. Esta herramienta permite clarificar las concepciones que subyacen a la toma de decisiones a través de la generación de un modelo conceptual del funcionamiento del sistema y permitirá también emplear los manejos de bosque que se realicen en el marco de la ley como herramientas para reducir las incertidumbres.

Un primer paso que las provincias debieron llevar a cabo fue la clasificación de los bosques según su categoría de conservación. Las áreas “rojas” serían las áreas de mayor valor para la conservación y por ende solo se permiten acciones de conservación o usos que no alteren el sistema, como el turismo de bajo impacto; las áreas “amarillas” son la de valor intermedio y en ellas si bien se pueden hacer acciones específicas de conservación, están destinadas al uso sustentable; y las áreas “verdes” son de menor valor y se las piensa como sujetas a uso, pero se incluyen aquellos que podrían implicar un cambio de uso del suelo.

El manejo forestal sustentable (MFS), es un concepto complejo. Implica el mantenimiento de la integridad del ecosistema, y la capacidad productiva de bienes y servicios del mismo; a la vez que el mantenimiento o la mejora del bienestar de las comunidades ligadas al bosque (Rusch et al. 2001). Estos tres grandes principios u objetivos de la sustentabilidad, sin embargo, tienen

como base una complejidad de procesos y escalas espaciales y temporales y para implementarlos, llevando a la práctica el MFS, es necesario ajustar las formas en que desarrolla cada una de las actividades de aprovechamiento de los mismos. En la mayoría de los casos, esto implicará ajustar pautas de manejo que contemplen estos delicados balances.

Contexto de decisión: el caso de los bosques de Lengua del NO de la Patagonia

El presente ejercicio surge a partir de una propuesta inicial en un Curso de Toma de Decisiones Estructuradas y Manejo Adaptativo (M.J. Conroy y J.J. Thompson, Septiembre 2010) en el que se sugirió abordar el manejo sustentable de bosques de lenga de la región andino patagónica, sistema para el cual se contaba con estudios de base (Bava y Reche -s/f-; Bava y López Bernal 2006, Rusch 1989, López Bernal 2003) y propuestas de manejo de los mismos basados en un sistema de Criterios e Indicadores (Roveta 2002).

En la región Patagónica argentina, los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp et Endl. Krasser) se extienden en la parte alta de las formaciones montañosas de la ecoregión Andino Patagónica formando una angosta faja en sentido O-E lindando con el ecotono con la estepa y con una extensión de 2000 km en el sentido N-S. En la zona noroeste de la Patagonia (provincias de Neuquén, Río Negro y norte de Chubut), estos bosques han tenido un rol importante en el pasado como productores de madera (Cozzo 1975, Laclau 1997). A su vez, la posición topográfica en la que se encuentran, determina que cubran las altas cuencas de los ríos de la región, cumpliendo un importante rol en el mantenimiento de las laderas con suelos frágiles derivadas de cenizas volcánicas no consolidadas, y de la calidad del recurso hídrico. Sin embargo, la superficie de estos bosques se ha visto reducida desde finales del siglo XIX y durante el siglo XX esencialmente como consecuencia de incendios (Tortorelli 1947, Bruno 1982, Rusch 1989, Laclau 1997, SAyDS 2005). A su vez, las masas están siendo degradadas por pastoreo (Bava 2011), proceso que se acelera e intensifica cuando este uso se superpone con el uso forestal extractivo.

Grupos actores de interés

El manejo sustentable de un ambiente implica considerar los bienes y servicios que se brindan. Por un lado el sector maderero requiere de madera para la región. Aunque en el pasado los bosques de la lenga de la zona eran productores de madera, la degradación de los mismos ha reducido sustancialmente el potencial productivo. Adicionalmente, las prácticas sustentables propuestas implican extracción de volúmenes por unidad de superficie inferiores a otros sistemas no sustentables, que superan la tasa de cosecha anual potencial. Las propuestas de manejo forestal sustentable para estos bosques restringen ciertos usos y colisionan así con intereses de algunos de los sectores, en especial el ganadero. Estas propuestas de manejo apuntan a compatibilizar las formas de extracción de productos maderables con de la provisión de servicios.

Los pobladores que habitan los sectores de los valles emplean a su vez esas áreas de bosques bajos, matorrales y pastizales, para alimentar al ganado durante el invierno. En su mayoría estos pobladores llevan al ganado a los bosques de lenga durante el verano permitiendo la recupera-

ción de los campos bajos (sistema de invernada-veranada). El pastoreo de veranadas es extensivo y conforma una parte crucial en el sistema productivo que está limitado por la superficie de pastizales que los pobladores tienen en sus predios de invernada.

Estos manejos provocan confrontación de ideas entre aquellos que consideran que el pastoreo o los manejos tradicionales no son perjudiciales para el mantenimiento del bosque, y aquellos que consideran que sí. De hecho, no hay certezas con respecto a este tema, por lo que la suma de las incertidumbres científicas y los conflictos de intereses dificultan la toma de medidas claras con respecto al manejo. Los técnicos ligados al sector forestal han hecho hincapié en el deterioro causado por el ganado por más de 60 años (Costantino 1956, Rusch 1989, Gowda 2011). Consideran que el problema es aún mayor cuando en el mismo espacio se dan usos superpuestos, ya que la corta de madera o leña determina que el efecto del ganado sea aún más intenso, acelerándose el proceso de deterioro. Sin embargo, los pobladores con antigua cultura netamente ganadera, subrayan que el bosque no se deteriora ni reduce su superficie por efecto del pastoreo.

Por otro lado, el mantenimiento de los servicios ambientales que los bosques de lenga proveen, también es considerado clave por grupos ligados a la conservación y otros al turismo, en ambos casos grupos esencialmente urbanos. La posición topográfica de los bosques de lenga, en las áreas de la alta cuenca determina un rol importante en la conservación de los recursos hídricos, manteniendo las cabeceras de todos los ríos de la región. El mantenimiento de la calidad del paisaje visual, como atractor del turismo y la existencia de oportunidades para el uso público y la recreación en ambientes naturales, así como la conservación de la fauna y la flora es también sostenida por estos actores.

Las agencias (direcciones, subsecretarías) de bosques juegan un rol central en su obligación por velar por el cumplimiento de las leyes, y favorecer los aspectos productivos de los ecosistemas y conservación del recurso. Existen diferencias entre provincias, y entre gestiones políticas, mientras que un gobierno puede promover la conservación, el siguiente puede promover la producción. No todas las provincias tienen pautas claras en su legislación para el manejo de estos bosque – y en alguna la dificultad de aplicación de las normas existentes –, dificultando avanzar hacia un manejo sustentable.

Otros actores ligados fuertemente al bosque son otras agencias provinciales (medio ambiente, agua, tierras, ganadería), así como agentes particulares interesados en los negocios inmobiliarios, que ven estas atractivas áreas con un gran potencial para sus intereses económicos ya que existen intereses de sectores con alto poder adquisitivo. Sin embargo, en este esquema no se han incluido, simplificando el sistema real en este aspecto.

Tomadores de decisión

Los estados provinciales poseen el rol de asegurar la conservación y uso sustentable de los bosques. A través de sus agencias de bosques son actores esenciales, en su rol de planificador, regulador, capacitador, y a través de su capacidad de incentivar el empleo de pautas de manejo sustentables. Autorizan los permisos de corta y controlan el cumplimiento de las pautas de

manejo. Es importante resaltar que los intereses de las Agencias de Bosques se hallan en el uso sustentable y la conservación. Esto implica que incluye a la conservación de la integridad del bosque y los usos productivos (ganadero y maderero) pero incluyendo en estos la componente de sustentabilidad en el largo plazo en forma más marcada. A pesar que no es un objetivo explícito por los actores ligados al sector productivo, o sea que no se hace explícita la necesidad que el sistema se mantenga en el largo plazo se asume que este es un interés indirecto.

Otros estamentos tomadores de decisión, esencialmente los entes reguladores u oficinas de tierras que dan autorizaciones de pastaje, y/o titularizan las tierras, aquellas que promueven la ganadería y aquellas que controlan aspectos ambientales. A su vez los pobladores, básicamente ganaderos, que mantienen sus animales dentro del bosque, son tomadores de decisiones clave en estos sistemas.

El modelo de toma de decisiones se centrará en los actores principales: los ganaderos, los madereros y los conservacionistas, y la principal oficina involucrada en la toma de decisiones, la agencia de bosques.

Objetivos

En el caso planteado, existen tres objetivos fundamentales: mantener la producción ganadera, mantener o mejorar la producción forestal, y mantener los servicios ambientales (Tabla 6.1). Debe considerarse que este ejercicio no se realizó convocando a los actores, es un primer acercamiento y sería ideal precisarse aún más los objetivos de cada grupo. Los tres objetivos planteados no pueden ser maximizados en su totalidad, ya que son contrapuestos. Por este motivo utilizaremos una función de utilidad que combina los diferentes niveles de los objetivos, y el

Tabla 6.1. Objetivos de los diferentes actores ligados con la problemática del mantenimiento de la integridad de los bosques de lenga. Los objetivos fundamentales considerados en el presente estudio se indican en la tabla como: (1) mantener la producción ganadera; (2) mantener o mejorar la producción forestal; (3) mantener los servicios ambientales.

Actores	Objetivo	Evitar
Pobladores ganaderos	• Mantener o mejorar la aptitud forrajera de los bosques de lenga(1) • Mantener la calidad de los recursos hídricos. * • Maximizar los ingresos *	El deterioro del suelo, como base productiva
Productores madereros	• Contar con volúmenes de madera aprovechable en forma sostenida (2) • Maximizar los ingresos *	
Conservacionistas	• Mantener la biodiversidad (3) • Mantener la calidad de agua (3) • Mejorar el paisaje visual *	Pérdida de especies amenazadas. Pérdida de funcionalidad del ecosistema
Agencias de Bosques de las Provincias	• Uso sustentable del bosque *	Problemas sociales derivados de la reducción de las actividades económicas

(*) Los objetivos no indicados como fundamentales en este estudio podrán incluirse en un esquema más amplio al considerarse la sustentabilidad del sistema.

nivel de satisfacción de estas combinaciones para el grupo de interesados. No se incluyó al mantenimiento de la calidad para el uso turístico como un objetivo, ya que es un objetivo complejo, no tan estrechamente ligado con los procesos del bosque, sino que pueden ser intensamente modificados por variables subjetivas o por cambios de la infraestructura, entre otras.

Valoración del objetivo

Es necesario evaluar y valorar los objetivos comunes de los individuos, integrando a todos los actores, permitir obtener una valoración de toda la comunidad relacionada al recurso acerca de las preferencias de la combinación cumplimiento de los objetivos.

En este caso, no se ha hecho un estudio sobre el nivel de satisfacción que el conjunto de los actores poseería para cada una de las combinación de niveles de cumplimiento de los objetivos; por eso la siguiente es una propuesta tentativa. Sería ideal realizar un estudio de preferencias para establecer estos valores en forma más precisa. El valor relativo de cada objetivo parcial será diferente para cada actor.

Al considerar los principales actores involucrados, el acuerdo general más probable es que maximizar los objetivos (producción sustentable ganadera y de madera, y mantenimiento de servicios ecosistémicos) sea lo más valorado, mientras que lo más negativo sería que los cuatro objetivos tuvieran un bajo nivel de cumplimiento. El nivel de cumplimiento de cada uno de los tres objetivos se evaluó como “alto, medio y bajo”, según aumente, se mantengan o se reduzcan la provisión de los bienes y servicios.

En otros casos se podría haber valorado el cumplimiento de los objetivos en términos objetivos, como por ejemplo, la rentabilidad total de las acciones, los ingresos generados por todas las actividades, o el número de personas beneficiadas. Sin embargo, en este caso, en donde muchos de los objetivos son difíciles de cuantificar (no se considera que la valoración económica de los servicios ambientales sea una alternativa válida para este caso), esta valoración es dificultosa, y debería ser revisada en función de los beneficiarios actuales y futuros, y las dependencias de los mismos del bosque. Una de las posibilidades de seleccionar el peso de los intereses de los diferentes actores, es el empleo de “la matriz de quien cuenta”, empleada por CIFOR, que emplea la variable antedicha y otras preseleccionadas. (CIFOR, 1999).

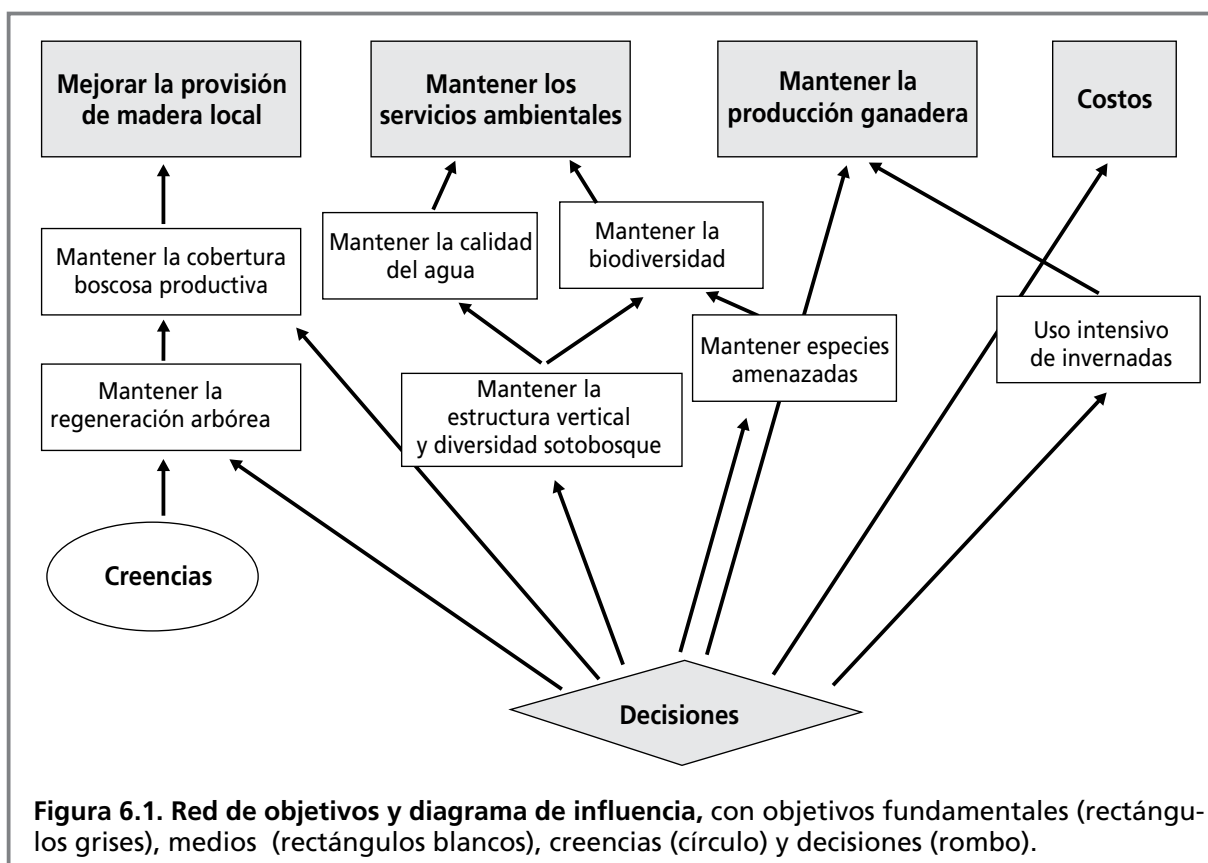
La función de utilidad es el resultado de la combinación de la valoración de cada uno de los tres objetivos, por cada grupo de actores. En el Anexo 1 se detallan algunos ejemplos de los valores tentativos que cada grupo de actores le podría dar a la consecución de los diferentes niveles de objetivos. Se promediaron los valores asignados por los cuatro grupos de actores (madereros, ganaderos, conservacionistas y Agencias provinciales de bosques) al cumplimiento de cada una de las combinaciones de tres niveles de cada uno de los tres objetivos comparados de a pares. Para definir el peso (o valor) general se sumaron todos los valores que respondían a cada combinación posible. Es importante considerar que diferentes objetivos fundamentales podrían estar en conflicto, como por ejemplo aquellas ligadas a la producción – madera y ganado – y alguna de aquellas con el mantenimiento de los servicios ambientales. En esos casos un compromiso entre ambos grupos y los límites posibles de aceptación de cada nivel de objetivos, sería esencial.

Objetivos intermedios

Construimos un diagrama de influencias (Figura 6.1) incorporando los objetivos fundamentales y los factores causales relacionados con estos, objetivos intermedios. Como se mencionó anteriormente, para armar el diagrama se pueden pensar dos preguntas ¿Qué es lo importante? (parte superior del diagrama) y ¿Cómo lo logro? (parte inferior, serían las causas).

Será importante revisar este diagrama de influencia a la luz de las opiniones de los actores. Las propuestas realizadas bajo los diferentes escenarios proponen pesos relativos para los distintos objetivos principales, lo cual es una manera de analizar posibles combinaciones de opiniones. Pero también sería posible que los objetivos intermedios pudieran ser reemplazados por otros, cumpliéndose así los objetivos fundamentales por otros medios. También es importante considerar que muchos factores intervinientes en el buen desempeño de estos objetivos no serán considerados en el modelo por considerarse que están fuera del alcance de los tomadores de decisiones (por ejemplo, efectos del cambio climático sobre la capacidad de regeneración de la lenga).

Para mantener la provisión de madera local es necesario mantener superficies con cobertura boscosa productiva, lo que implica no permitir que se detenga el proceso de regeneración y crecimiento de las masas. Para mantener la producción ganadera, la alternativa actual es mantener los campos de veranada en lengales – y en algunos casos mallines de altura –, sin un manejo ganadero que implique uso de alambrados para apotreramiento o exclusión de áreas al pastoreo. Los animales son llevados hacia fines de primavera y bajan en el otoño. En relación a la posibilidad de realizar actividades forestales, manejo del bosque para la obtención de madera, esta de-



penderá de contar con superficies boscosas productivas. Para ello se considera necesario evitar la reducción de las superficies de bosques por efecto de los incendios y mantener la regeneración de los bosques en las superficies que lo requieran, que son básicamente los bosques maduros que están en desmoronamiento. También es necesario, para contar con masas productivas, que las extracciones sean equilibradas con las tasas de crecimiento y que se produzca regeneración en las áreas manejadas, pero en el diagrama esto queda incluido en lo que serán las decisiones alternativas de manejo.

La conservación de los servicios ambientales está centrada en la conservación del recurso agua y biodiversidad. El mantenimiento de la calidad de agua implica mantener los flujos, cantidades y calidad del recurso. Sería posible evaluar esta compleja variable mediante caudalímetros y evaluaciones de sedimentos y composición química del agua. También podría ser evaluada mediante indicadores biológicos (Albariño 1999). Otra posibilidad es la de definición del grado de cumplimiento de las buenas prácticas asociadas a la conservación de este recurso (Chauchard et al. 2008). Estará estrechamente ligada al mantenimiento de la estructura vertical y su diversidad (cobertura arbórea, sotobosque, troncos caídos).

La conservación de la biodiversidad se suele analizar a diferentes escalas, regional, de paisaje y local. Implica considerar la conservación de los sitios, especies y ambientes de alto valor de conservación, así como elementos funcionales clave en el sistema manejado y la conectividad del paisaje (Rusch et al. 2008, Aizen et al. 1999, Rusch et al. 1999, Chauchard et al. 2012). La consideración de sitios de alto valor y el mantenimiento de la conectividad de la matriz del paisaje se consideran en la toma de decisiones, estando incluidos dentro de las buenas prácticas (Chauchard et al. 2012).

Los objetivos intermedios se pueden enfocar en dos grupos: la protección de especies de alto valor (amenazadas según la clasificación UICN) y el mantenimiento de los elementos clave del bosque. En lo que se refiere a especies amenazadas, se puede seguir los protocolos desarrollados para la región (Rusch et al. 2008, Roveta 2002, Chauchard et al. 2012). Para los elementos clave, pueden emplearse los desarrollados para bosque de *Nothofagus* mixtos (Rusch et al. 1999, Aizen et al. 1999). Estos son la presencia de regeneración en los sitios y densidades normales, presencia de las de aves insectívoras como el chucao, huet huet, carpintero gigante, el picaflor cabeza granate, entre otras. En el diagrama de influencias se ha hecho hincapié en dos grupos de variables esenciales que reúnen los ambientes para estas especies o su presencia. Se focaliza en la conservación del hábitat para la fauna expresado como el mantenimiento de la estructura vertical y la diversidad de la composición del sotobosque y el mantenimiento de la regeneración arbórea, base funcional clave por ser el componente arbóreo el principal componente de la productividad de los bosques.

Alternativas de decisión

Las alternativas de decisión son las posibles acciones que pueden realizarse en el sistema bajo análisis. En este caso, las decisiones se pueden deber al tipo de acciones de manejo (extracción de madera, de leña, uso público del bosque, pastoreo del mismo por parte del ganado domésti-

co), de la oportunidad (el momento en que se hace), de la forma (cortas en grupos, tala rasa, uso de alambrados, cuidado de márgenes de cursos de agua, tipos de arrastre), o la intensidad de la acción (cantidad de madera a extraer, cantidad de animales, cantidad de visitantes).

Estas decisiones posibles deben ser factibles de implementar. Medidas fuertemente resistidas por la población serían inconducentes. Por otro lado, las alternativas deben ser mutuamente excluyentes, y la selección de una de ellas, implicará la no selección de otra. Una alternativa es la propuesta de la selección de un grupo de alternativas como si ésta fuera una nueva. En este caso hemos agrupado prácticas, detalladas a continuación:

1- Extracción de madera a tasas sostenibles, acorde a la dinámica del sistema: Implica extracción de volúmenes ajustado a las tasas de crecimiento, el empleo de métodos silvícolas que abordan paralelamente la extracción de productos y la silvicultura intermedia (raleos/podas) evitando la externalización de los costos de las mismas (Chauchard et al. 2012); tamaño de claros ajustados al mesoclima del sitio (López Bernal 2010).

2- Empleo de prácticas de extracción con menor impacto ambiental (Chauchard et al. 2012): Esto incluye áreas de amortiguamiento en las márgenes de los cauces y cuerpos de agua; prácticas de mínimo impacto para las tareas de volteo, arrastre, confección y mantenimiento de caminos; aplicación de protocolos para el mantenimiento de especies claves y/o amenazadas; disposición de residuos de manera no contaminante. Impacta en forma directa sobre variables tales como: conservación de especies amenazadas, mantenimiento de la estructura y diversidad vertical, regeneración arbórea (en sentido positivo) y mantenimiento de pastoreo en áreas de veranda (en forma negativa).

3- Manejo de ganado que pastorea en el bosque para mantener el sistema boscoso: Implica restricción de áreas de pastoreo para conservar sotobosque, plantación y protección de plantines individuales en áreas de baja densidad; o cierre de áreas de regeneración (áreas con corta y/o claros naturales) durante 20 años con plantación (o sin plantación si la regeneración se instala en los primeros 5 años) hasta alcanzar una estructura que permita la entrada de ganado sin daño, protección de márgenes de cursos. La plantación se requerirá especialmente en casos de empastado ya que la cobertura de gramíneas y otras herbáceas dificultan la instalación de la regeneración. Se reconoce que son prácticas que implican un alto costo, y cambios culturales del poblador netamente ganadero.

Existen una serie de decisiones que, combinadas, permitirían al productor ganadero a cerrar su ciclo sin necesidad de presionar sobre las veranadas. Estas son el manejo de pastizales de invernada y el manejo ganadero. Ambas impactarán sobre el acceso a las veranadas y por ende en las variables modificadas por efecto del ganado, estructura y diversidad vertical, y las especies amenazadas, ya que, por ejemplo, en áreas de huemul (*Hippocamelus bisulcus*), no se superpondrán las áreas de pastoreo con las de distribución de dicha especie (siendo la presencia de perros es una de las principales causas de mortandad de los huemules, y estos acompañan a los recorredores ganaderos). No implica un uso exclusivo de invernadas, o sea la eliminación del ganado del bosque, sino su reducción en tiempo (bajar los animales antes) y en carga (bajar

los animales mientras existan disponibilidad forrajera de calidad – ms de 1200 kg MS/animal, gramíneas y leguminosas en el área de uso).

4- Mejorar el manejo de pastizales: ajuste de cargas, rotaciones de descanso, mejoramiento de mallines degradados con inter-siembra, cierre y recuperación de pastizales degradados, preparación de reservas de forraje (confección de fardos o ensilado).

5- Mejora en el manejo ganadero: composición del rodeo ajustada a la oferta forrajera nutrición – suplementación estratégica de madres y/o terneros y convencional, prácticas sanitarias ajustadas al rodeo – seguimiento de enfermedades y reducción de su incidencia – , prácticas de reproducción – servicio estacionado y asistido, inclusión de genética de alta productividad y adaptación a la región –; venta en momento estratégico.

6- Mejora en el combate de incendios: Una de las causas de pérdidas de bosques productivos han sido los incendios. Se propone como práctica fortalecer el control de incendios. Esto implica: aumentar la vigilancia de incendios – torres, comunicación –, y la capacidad de ataque inicial – más y/o mejor equipos, mejorar eficacia de combatientes –cantidad, capacitación, equipamiento; contar con equipos aéreos.

Esta práctica influirá especialmente en el mantenimiento de bajas tasas de incendio e indirectamente en el “mantenimiento de la estructura y diversidad del bosque”. Esto último en el corto y mediano plazo para la mayoría de los lengales y también en el largo plazo en lengales con condiciones de baja húmedas o mésicos. En lengales húmedos, la recuperación podría darse en el largo plazo ante la recuperación del estrato arbóreo. También en forma indirecta, el fortalecimiento del control de incendios repercutirá en el “mantenimiento de la calidad del agua”.

7- Manejo actual: Esta decisión de no aplicar cambios, implica mantener el ganado en los lengales sin manejo, en forma extensiva y restringiendo, al menos durante 3 meses de verano. El uso forestal queda restringido, no se realizan extracciones de madera, solo eventualmente árboles muertos (leña).

8- Combinación de las prácticas de manejo del ganado (MG), fortalecimiento de control de incendios (FCI), extracción de madera a tasas sostenibles (EMS), prácticas de bajo impacto del manejo forestal (PBI) e intensificación de las invernadas (II).

Estas alternativas tienen un costo diferencial para el productor. El costo no solo es monetario, siendo en tiempo de mano de obra o esfuerzo, en necesidades de capacitación, como las principales. Por ellos se decidió agregar otra variable, “Costo” que fue calificada en tres categorías según se mantuviera como en la actualidad, o aumentara poco, o mucho. Esta variable también influye en la toma de decisiones, y por ello se la considero como objetivo fundamental, modificando las utilidades. Sin embargo, dada la posibilidad existente de financiamiento otorgado por la Ley 26331, también se analizó un escenario obviando esta variable.

Incorporación de incertidumbre

Las creencias son otro elemento a tener en cuenta. Esto sería el modelo mental bajo el cual los actores relacionan los factores causales que conducen al cumplimiento de los objetivos. Este

tipo de incertidumbre es incorporada en el modelo como “incertidumbre estructural” (Figura 6.1). Estos modelos pueden ser diferentes según los actores, y estas diferencias pueden ser tenidas en cuenta para plantear las hipótesis, ya que expresan un cierto nivel de incertidumbre. En este trabajo, consideraremos básicamente dos, basados en las diferentes creencias que los ganaderos y los profesionales de la conservación sobre el efecto del pastoreo en el bosque. Estos dos modelos difieren en la concepción de como el manejo actual afecta la regeneración arbórea. Los ganaderos considerarían un 80% de probabilidad de éxito en la regeneración en los casos que la se usan las veranadas para el pastoreo versus 5% en la concepción de los profesionales de la conservación. Las creencias del grupo técnico, se basaron en bibliografía publicada e informes técnicos (Rusch 1898, Relva y Veblen 1998, Relva y Sancholuz 2000, Vázquez 2002).

En el modelo global presentado, esto se podrá emplear como base para realizar un proceso de manejo adaptativo, partiendo de una hipótesis y retroalimentando el modelo en base a resultados de monitoreo. En el modelo, las creencias actúan como una variable más. Las sucesivas tomas de decisión y monitoreo de los resultados, permitirá darle un peso mayor a una que a la otra en el transcurso de las evaluaciones, pero se partirá con un peso proporcional (ambas creencias con el 50% de probabilidad).

Existen otros tipos de incertidumbre, que también podrían ser modeladas y probadas en el futuro, pero no lo hemos hecho en este estudio de caso. Éstas están relacionadas a la utilidad de las prácticas de manejo. Por ejemplo, la efectividad de la intensificación de las invernadas (mejorar el manejo ganadero y de pastizales) sobre la descarga ganadera de las veranadas, es una incertidumbre relevante. Siendo el pastoreo del bosque una actividad culturalmente tan arraigada, ligada a la transhumancia, es probable que la mejora en la producción que se logre con un manejo intensivo de las áreas bajas, no implique una reducción del uso de los bosques de lenga para pastoreo. Por otro lado, es posible que esta propuesta no pueda ser aplicable en campos con baja superficie de pastizales con buenas condiciones de suelo o humedad en el que se puedan desarrollar pastizales altamente productivos. Para predios pequeños, posiblemente la solución sería un cambio hacia producciones intensivas con mayor tecnología e intensidad de mano de obra.

También existen incertidumbres a nivel de funcionamiento de los ecosistemas. Las pautas de manejo recomendadas para mantener la biodiversidad funcional se basa en el mantenimiento de la conectividad del bosque y la permanencia de elementos clave en el área bajo manejo forestal, pero esta no ha sido probada. En este caso, no corresponden a creencias de dos actores diferentes, sino básicamente a la las hipótesis misma de los científicos que proponen pautas basándose en los conceptos ligados a la ecología de paisaje, la funcionalidad ecosistémica y calidad de hábitat.

Decisiones óptimas

Utilizando el programa *Netica* (www.norsys.com), expresamos las relaciones de las decisiones y los resultados esperados como probabilidades de relación entre cada una de las variables conectadas. Las probabilidades establecidas estuvieron basadas en las ideas pre-existentes,

Tabla 6.2. Valor esperado de cada alternativa de manejo; donde la decisión óptima es aquella con el mayor valor, asumiendo creencias de ganaderos y profesionales con igual peso.

Decisiones de manejo	Valor esperado (con costos)	Valor esperado (sin costos)
MG FCI, EMS, PBI, II	124,6	210,2
Manejo Actual	74,9	102,4
Exclusión de ganado (EG)	142,7	195,9
Fortalecer el control de incendios (FCI)	113,2	189,2
Extracción de madera en forma sostenible (EMS)	87,8	155,5
Prácticas de bajo impacto en la extracción de madera (PBI)	132,1	196,3
Manejo ganadero en el bosque de lenga	25,8	129,8
Manejo de pastizales, intensificación de invernada (MP, II)	92,5	162,5
Manejo ganadero , intensificación de invernada (MG, II)	90,3	162,3

aunque no hay datos para contrastar la precisión de las mismas. Primero se establecieron estas probabilidades, que relacionan las decisiones posibles con los objetivos intermedios. Estas son las variables más estrechamente ligadas con las decisiones. Posteriormente se establecieron las probabilidades de las relaciones entre el resto de las variables. En el Anexo 2 se presentan dos ejemplos de cómo son representadas las relaciones propuestas, como probabilidades, entre las decisiones de manejo posibles y los objetivos intermedios.

A partir de las relaciones de probabilidades propuestas, la función de utilidad (los tres objetivos fundamentales) es maximizada para encontrar la decisión alternativa óptima, aquella con el mayor valor esperado. Para la búsqueda inicial de decisiones óptimas, consideramos igual peso (50%) en las creencias de los ganaderos y los profesionales de la conservación para cada modelo. En la Tabla 6.2 se muestran los valores esperados relativos de cada decisión de manejo teniendo en cuenta o no, el costo de cada alternativa de manejo.

Cuando el costo de las prácticas de manejo es considerado, las decisiones óptimas para alcanzar los objetivos fundamentales (y maximizar la función de utilidad) son la exclusión del ganado (EG) de las áreas de regeneración, y la extracción de madera con prácticas de bajo impacto (PBI) (Tabla 6.2). En cambio, si los costos no son considerados, la aplicación de todas las prácticas y en segundo lugar la extracción de madera en forma sustentable (PBI) y la exclusión de ganado de las áreas de regeneración (EG) serían las decisiones óptimas. El manejo actual, sería el que menos posibilidad tiene de maximizar el conjunto de valores considerados por los cuatro grupos de actores bajo este modelo si los costos no son tenidos en cuenta.

Variaciones según las creencias

Si tuviésemos en cuenta las creencias de cada uno de los grupos de actores, las decisiones óptimas seleccionadas variarían. Según la percepción de los ganaderos, el hecho de no tomar

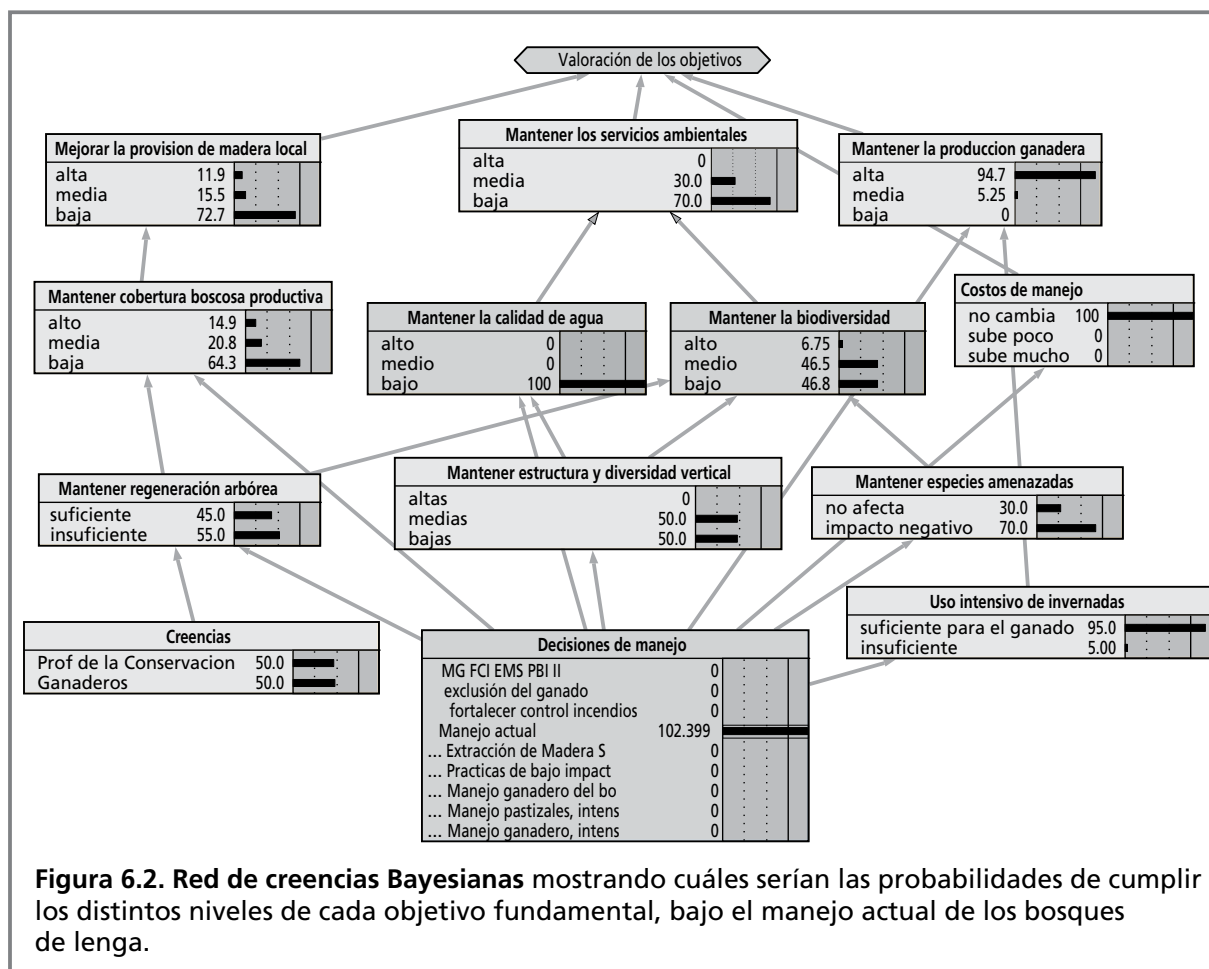
Tabla 6.3. Probabilidad de maximizar cada uno de los objetivos fundamentales (columnas), aplicando las distintas decisiones de manejo y teniendo en cuenta los costos de las decisiones (entre paréntesis). Se asumieron las hipotética creencias de ganaderos (Gan) y técnicos especialistas (Téc), y creencias del 50% para ambos (=).

Decisión (costos)	Producción ganadera			Producción forestal			Servicios ambientales		
	Gan	=	Téc.	Gan	=	Téc.	Gan	=	Téc.
Aplicación de todas las prácticas (++)	91,0	91,0	91,0	44,0	58,4	72,8	75,0	85,0	95,0
Manejo Actual (0)	94,7	94,7	94,7	23,8	11,9	0	0	0	-
Fortalecer el control de incendios (++)	92,5	92,5	92,5	36,0	24,8	58,4	20,0	12	36,0
Extracción de madera en forma sostenible (++)	92,5	92,5	92,5	18,0	20,4	22,8	7,5	10,5	13,5
Prácticas de bajo impacto en la extracción de madera (++)	91,5	91,5	91,5	40,0	49,6	52,9	65,0	41,4	35,0
Exclusión del ganado de áreas de regeneración (+)	91	91	91,0	30	40,4	50,8	65	28	39,2
Manejo ganadero en el bosque de lenga (++)	94,0	94	94,0	40	39,2	28,0	51	0	-
Manejo de pastizales, intensificación de invernada (+)	93,5	93,5	93,5	28,0	28,0	28,0	12,5	12,5	62,5
Manejo ganadero , intensificación de invernada (+/++)	93,0	93,5	93	28,0	28,0	28,0	12,5	12,5	62,5

medidas permitiría una mayor producción de madera y valores similares de servicios ambientales, mientras que para los profesionales de la conservación el manejo actual anula la posibilidad de extracción forestal.

En la Tabla 6.3 se presenta la probabilidad de obtener un nivel máximo de cada uno de los objetivos fundamentales bajo cada una de las prácticas de manejo alternativas, teniendo en cuenta el costo de las decisiones. Además se presenta cómo las probabilidades varían en función de las creencias; si son iguales o si corresponden 100% a la percepción de los ganaderos o técnicos especialistas. Por ejemplo, bajo el escenario de creencias iguales, se observa que existe una alta probabilidad de logro de producción ganadera (94,7%), con el manejo actual, en detrimento del logro de los otros objetivos (Figura 6.2). La aplicación de todas las prácticas permitiría una alta probabilidad de producción ganadera (91%), incrementando los servicios ambientales (85%) y la probabilidad de producción de madera (58,4%).

Por otro lado, se observan diferencias en las creencias de los actores, en especial en la probabilidad de que ofrecen las prácticas para la producción maderera, siendo los ganaderos optimistas en cuanto al resultado de las prácticas. También vale la pena resaltar la mayor confianza

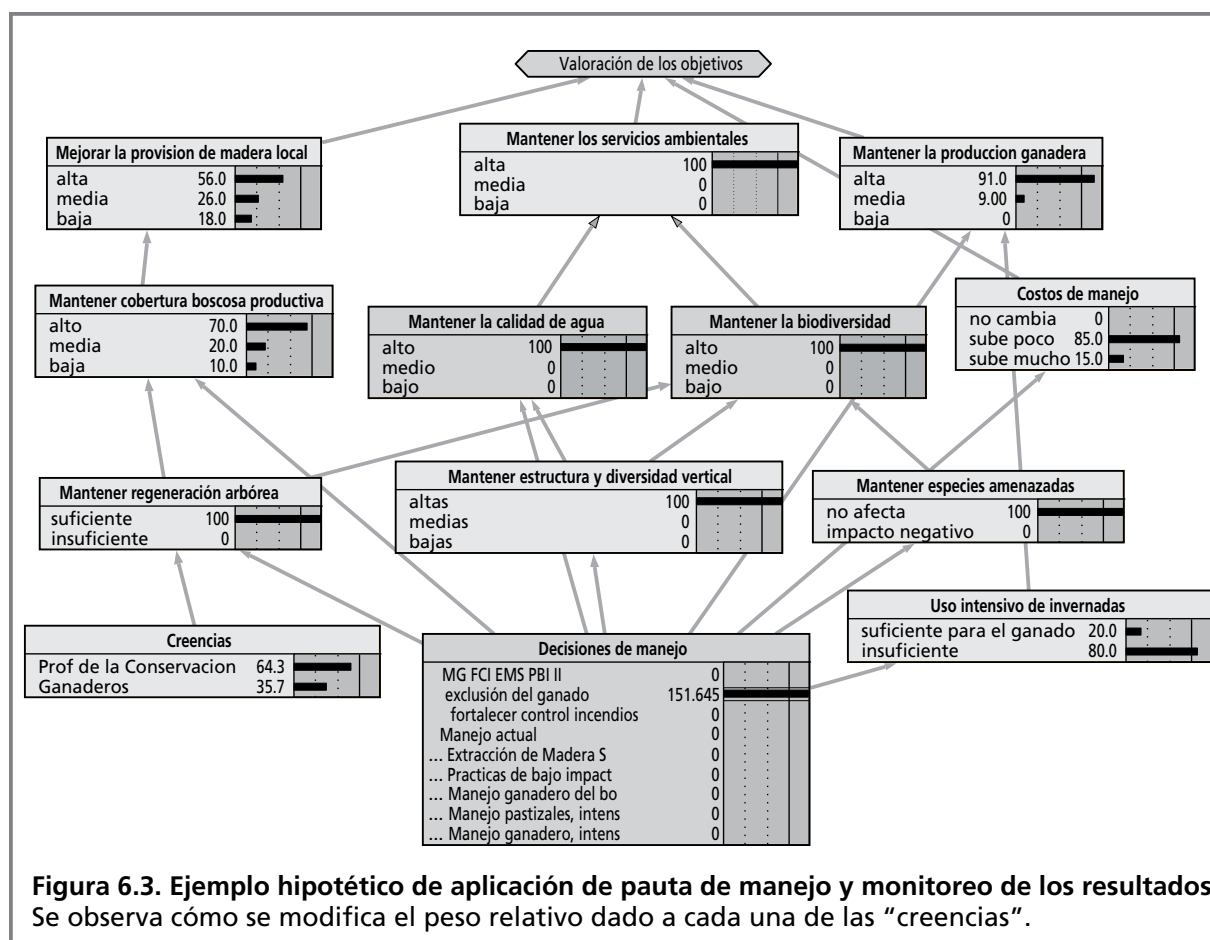


de los profesionales de la conservación en los resultados de la aplicación de prácticas en el mantenimiento de los servicios ambientales, en especial de todas las normas de manejo al mismo tiempo.

Si analizamos individualmente cual es la práctica que más favorece a cada uno de los objetivos fundamentales, podríamos ver que el manejo actual es el que más favorece la producción ganadera, la aplicación de todas las prácticas es la medida que más favorece a la posibilidad de producción forestal y el mantenimiento de los servicios ambientales. Además, esas observaciones no varían según las distintas creencias.

Reduciendo la incertidumbre: Propuestas de monitoreo

Sería deseable poder, a partir de este modelo, plantear acciones y monitorear sus efectos. Al poseer datos de la realidad, después de realizar acciones propuestas, los eventos que ocurren ya no son más predicciones. Se establece entonces en el modelo, el valor conocido producto del monitoreo, recalculándose automáticamente el resto de las probabilidades no conocidas, no monitoreadas. Cuantas más variables se monitoreen, más preciso serán los cálculos del resto de las variables. A su vez, cuando existe incertidumbre estructural (modelos alternativos), el monitoreo permite evaluar de alguna manera el peso relativo de dichos modelos o “creencias” a través de la actualización de las probabilidades condicionales posteriores.



Podríamos plantear casos hipotéticos de tomas de decisiones y respuestas, demostrando cual sería el peso relativo de las creencias de especialistas en cada caso que más se acercara a los resultados obtenidos por ese monitoreo. A modo de ejercicio, en la Figura 6.3 se muestran los resultados de haber tomado la decisión de implementar, por ejemplo, la exclusión de ganado de las áreas de regeneración. Hipotéticamente, si los resultados del monitoreo mostraran los siguientes valores: Mantenimiento de especies amenazadas (no afecta); Mantenimiento de la estructura y diversidad vertical (alta) y mantenimiento de la regeneración arbórea (suficiente); entonces el soporte del modelo sobre las creencias de especialistas y ganaderos tendría un peso de 64,3 y 35,7 respectivamente. Este valor podría ser reingresado en el modelo como fijo, y se podría actualizar el modelo, evaluando nuevamente cuales serían – bajo estos nuevos pesos de las creencias – las mejores decisiones a tomar, pudiendo así correr nuevamente el modelo, ajustando iterativamente las decisiones que optimicen el objetivo final. Dicho ejercicio, de iteración y actualización del modelo llevado a la práctica, es lo que se conoce como manejo adaptativo.

Más allá del origen de los datos que componen las tablas de probabilidad que conectan las variables, la posibilidad de contar con la información resultante del monitoreo permitiría reducir la incertidumbre. En este modelo planteado, la incertidumbre principal es la expresada como creencia de los especialistas y los ganaderos, pero otras incertidumbres deberían ser reducidas mediante modelos más sencillos, parciales. Entre ellos la relación existente entre las prácticas y los resultados esperados en los objetivos ligados a ellas.

Conclusiones

La metodología presentada subraya algunas virtudes que deberían tener todos los procesos ligados al manejo de los bosques. Por un lado, permite volcar en forma explícita una manera de ver la realidad en forma simplificada, en la cual resaltan los elementos clave que suponemos influyen en la dinámica de los procesos, tanto biológicos como sociales. Por otro lado, permite explicitar también una serie de conocimientos, supuestos y relaciones. Esto facilita la efectiva comunicación de los modelos mentales sobre que los diferentes individuos interpretan la realidad, permitiendo así aprender y encontrar diferencias que pueden enriquecer la visión del conjunto. A su vez, permite concluir sobre la necesidad de incorporar aspectos de intereses de grupos humanos a las decisiones del manejo. El método facilita la cuantificación de las creencias o supuestos, basados o no en la ciencia sobre el que se basan todos los modelos mentales que empleamos para abordar estas temáticas, y guía el proceso de monitoreo, enfocando con precisión el tipo de variables a medir, ligadas a los intereses que también deben ser claramente explicitados.

El modelo propuesto es amplio, para el cual existe poca información. Algunos aspectos del manejo, aunque tienen grandes incertidumbres, presentan más información y podrían ser seguidos de manera más precisa. Un ejemplo es la presencia de regeneración en el bosque, uno de los factores claves para el mantenimiento de la actividad forestal y la calidad ambiental. Podríamos construir un sub-modelo de regeneración del bosque en el que se profundiza este proceso. Otro aspecto para el cual existe información y en base al cual se puede construir otro sub-modelo y probar independientemente mediante MAR, es el relativo a la conservación de la biodiversidad. Las propuestas para la conservación de la biodiversidad en estos bosques, se basan en la planificación regional, protegiendo sitios, ambientes y especies de alto valor (Rusch et al. 2008) y manteniendo la funcionalidad y resiliencia de los bosques bajo manejo, estando en vigencia una versión levemente simplificada para el manejo de los bosques de lenga de Chubut (Roveta 2002, Roveta et al. 2010). En el presente caso, tanto la estructura del modelo, como las estimaciones de las relaciones entre las variables del mismo, fueron construidas entre un grupo de técnicos con diferente nivel de conocimiento sobre la temática y deberían ser revisadas y modificadas por un mayor número de individuos cercanos a la problemática. Sin embargo, existen algunos elementos a resaltar. Por un lado, el tema es complejo, por los diversos grupos interesados en la temática, con visiones e intereses diversos. La complejidad también es grande ya que cada uno de los objetivos está ligado a un gran número de factores. Para el ejercicio fueron simplificados, pero se sugiere a futuro trabajar con sub-modelos que permitan abordar en mayor profundidad las complejas relaciones causales. A su vez, la metodología podría guiar las tareas de investigación, dirigidas hacia la reducción de la incertidumbre, en las temáticas que resulten ser las más críticas para la toma de decisiones. Su mayor valor se relaciona a la posibilidad de realizar manejo adaptativo de manera diferente a la tradicional (que debería dividir el área o la situación en “manejada” y “no manejada”), permitiendo tomar al sistema como un todo y empleando estadística de probabilidades para ajustar las intervenciones.

El ejercicio actual fue de valor para poner en evidencia algunos resultados importantes. El mantenimiento del manejo actual, sería favorable para el mantenimiento de la ganadería, pero

con un deterioro de los servicios ambientales y en la capacidad de producción forestal. La aplicación de un conjunto amplio de prácticas, podrían mejorar estos dos aspectos, pero el alto costo determina que prácticas como la exclusión del ganado de áreas de regeneración sean preferidas (aunque también tienen un costo alto, no tanto como la implementación de todas las propuestas).

Se vislumbra que serán necesarios otros cambios, relacionados a lo cultural, para que el logro de la sustentabilidad del sistema, y en especial de los objetivos ambientales. Los aspectos sociales y culturales relacionados al manejo forestal son complejos. Posiblemente exista una multiplicidad de relaciones causales entre las variables seleccionadas, que deberían ser investigadas con más detalle, de modo de precisar las tablas de probabilidades, así como de encontrar nuevas oportunidades para lograr coincidir en los manejos propuestos, aunque a primera vista estos parezcan difíciles de aunar.

Agradecimientos

Agradecemos a Michael Conroy, por compartir tan generosamente sus conocimientos sobre estas herramientas para el abordaje del Manejo Adaptativo, a María Elena Zaccagnini, por convocarnos y apoyarnos en este aprendizaje. A José Bava y Pablo López Bernal, por compartir su visión e información sobre los bosques de lenga. Y a Andrea Goijman, por su paciente lectura y la ayuda en la edición final del manuscrito.

Referencias

- Aizen, M.; N. Bonino; J. Corley; C. Chehébar; H. Gonda; T. Kitzberger; V. Rusch; M. Sarasola; T. Schlichter (en orden alfabético). 1999. Empleo de Criterios e Indicadores en el Manejo Forestal Sustentable. Biodiversidad. Parte II, La aplicación a los bosques Andino Patagónicos -A-. Actas Segundas Jornadas Iberoamericanas sobre Diversidad Biológica; Tomo II, pg 24 -31; San Luis, 7-11/6/99. En: Comunicación Técnica Area Forestal. Ecología Forestal N.20
- Albariño, R. 1999. Informe sobre la Obtención de Indicadores de Calidad de Sistemas Acuáticos de Montaña en relación a la Actividad Forestal. EN el marco del PIA 13/98, SAGPyA-INTA Bariloche, 10pp.
- Bava, J; C. Rechene s/f. Dinámica de la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) como base para la aplicación de sistemas silvícolas. En: Arturi, M.F.; J.L. Frangi y J.F. Goya. Ecología y manejo de los bosques en Argentina. CIEFAP, 23 pp
- Bava, J.; J. D. Lencinas; A. Haag; G. Aguado. 2006. Los bosques del Chubut. Distribución, estado y potencial para la producción maderera. CIEFAP. Informe interno, 76 pp
- Bava, J.; J. P. López Bernal. 2006. Las cortas de selección en grupo en bosques de lenga de Tierra del Fuego. Quebracho 13. ISSN 1851-3026
- Bava, J. 2011. Bosques puros de lenga degradados por pastoreo: pautas de manejo y restauración” Chubut, ganado. Presentación de resultados preliminares del PICTO. Taller herbivoría de bosque. Esquel, nov 2011.
- British Columbia, Ministry of Forests 1995. Forest practices code: Visual impact assessment guidebook. Co-published by BC. Environment.Canada. 25 pág.
- Bruno, J. 1982. Los incendios forestales en los Parques Nacionales. Estudio estadístico y análisis de su incidencia. Informe interno, Parques Nacionales, 45 pp.
- Chauchard, L; J Bava; S Castañeda; P Laclau; G Loguercio; P Pantaenius; V Rusch. 2012. Manual para las buenas prácticas forestales en bosques nativos de norpatagonia. SAGPyA 250 pp
- CIFOR, 1995. Who Counts Most in Sustainable Forest Management? Carol J. Pierce Colfer. Working paper N°7. CIFOR, 19 pp.
- Conroy, M; Barker R.; Dillingham P; Fletcher D; Gormley A; Westbrooke I. 2008. Application of decision theory to conservation management: recovery of Hector's dolphin. Wildlife Research, 2008, 35, 93–102.
- Cozzo, D. 1975. Arboles forestales, maderas y silvicultura de la Argentina. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Fascículo 16:1. Ed ACME, 156 pp..
- Gowda J.H.; Kitzberger T; Mermoz M. 2011. 100 años de cambios en las comunidades vegetales del Parque Nacional Nahuel Huapi . Actas II Jornadas de Ecología de Piasaje, Bche, pág. 23.
- Laclau, P. 1997. Los ecosistemas forestales y el hombre en el sur de Chile y Argentina. Boletín Técnico. FVSA N° 34, 147 pp..
- López Bernal, P; J. Bava; S. Antequera. 2003 regeneracion de un bosque de lenga sometido a un manejo de selección en grupos. Bosque 24 (2):13-21
- Relva MA; T Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. Forest Ecology and Management 108_1998.27–40.

Relva, MA; L Sancholuz. 2000. Effects of simulated browsing on the growth of *Austrocedrus chilensis* saplings. *Plant Ecology* 151: 121–127.

Roveta, R. 2004. Propuesta para mejorar los sistemas de evaluación y fiscalización de planes de manejo en bosques de lenga de Chubut a partir de criterios e indicadores de sustentabilidad. Tesis, Univ San Juan Bosco, Esquel, 165 pp y anexos.

Roveta, R; V Rusch, J Bava. 2010. Indicadores de sustentabilidad para el control de planes de manejo en bosques templados de Argentina. El caso de la especie *Nothofagus pumilio* en la provincia de Chubut. *Recursos Naturales y Ambiente/no. 59-60:123-129.*

Rusch, V. 1989. Determinación de las transiciones de estado en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*). En: *Comunicación Técnica Area Forestal. Ecología Forestal N6, INTA EEA Bariloche, 77p.*

Rusch, V; M. Sarasola. 1999. Empleo de Criterios e Indicadores en el manejo Forestal Sustentable. Biodiversidad. Parte I, Propuesta metodológica. *Actas Segundas Jornadas Iberoamericanas sobre Diversidad Biológica, Tomo II, pág. 15-24; San Luis, 7-11/6/99.*

Rusch, V; M Sarasola; P. Laclau (2001). La sustentabilidad económica y social de las plantaciones forestales en el NO de la Patagonia. Informe Final PIA 13/98. En: *Comunicación Técnica Area Forestal. Economía y Sociología Forestal N2. INTA EEA Bariloche, 31 pp.*

Rusch, V y MV Lantschner. 2006. The need to improve the definition of “fragmentation”. Habitat models as a tool. *Workshop on Forest Fragmentation in South America, June. 26-30, 2006 – Bariloche, (ARGENTINA).*

Rusch, V.; Sarasola, M.; Laclau, P. 2001 Sustentabilidad económica y social de las forestaciones en la Región Andino Patagónica. Informe Final PIA 13/98. En: *Comunicación Técnica Área Forestal. Economía y Sociología Forestal N2. INTA EEA Bariloche, 31 pp.*

Rusch, V; A. Vila; B. Marqués. (2008) Conservación de la biodiversidad en sistemas productivos. *Forestaciones del Noroeste de la Patagonia. Ed INTA, 89 pp.*

SAyDS. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Bosque Andino Patagónico. *Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, 104pp.*

Tortorelli, L. 1947. Los incendios de bosques en la Argentina. *Ministerio de Agricultura. Buenos Aires, 239 pp.*

Vázquez, D, 2002. Multiple effects of introduced mammalian herbivores in a temperate forest. *Biological Invasions* 4: 175–191, 2002.

WWF. 2004 (draft, unpublished). A Biodiversity Vision for the Valdivian Temperate Rain Forest Ecoregion of Chile and Argentina. Tecklin, D; A Vila y S Palmitieri (eds.), 105 pp.

ANEXO 1 - VALORACION DE LOS OBJETIVOS

Tabla 1.1. Bajo las columnas de valoración de “productores madereros”, “productores ganaderos”, “conservacionistas” y “agencias de bosques” se presenta la hipotética valoración (entre 0 y 100) de cada actor para la combinación del aumento (+), mantenimiento (0) o reducción (-) de la provisión de bienes como madera y leña (Producción Forestal), carne (producción ganadera) o Servicios ambientales (Conservación de Servicios ambientales). La última columna representa el promedio de esta combinación de valores.

	Valoración de los productores madereros				Valoración de los productores ganaderos				Valoración de los conservacionistas				Valoración de las agencias de bosques				PROMEDIO			
	Producción Ganadera																			
Producción Forestal		-	0	+		-	0	+		-	0	+		-	0	+		-	0	+
	+	80	90	100	+	5	70	100	+	40	50	50	+	75	100	100	+	50	77.5	87.5
	0	30	50	70	0	0	50	90	0	25	40	50	0	50	75	100	0	26.25	53.75	77.5
	-	0	0	5	-	0	30	80	-	0	25	40	-	0	50	75	-	0	26.25	50
	Conservación de Servicios Ambientales																			
Producción Forestal		-	0	+						-	0	+		-	0	+		-	0	+
	+	80	100	100	Sin opinión				+	0	75	100	+	0	85	100	+	20	65	75
	0	30	40	70					0	0	75	100	0	0	75	100	0	7.5	47.5	67.5
	-	0	0	0					-	0	55	90	-	0	10	80	-	0	16.25	42.5
	Conservación de Servicios Ambientales																			
Producción Ganadera						-	0	+		-	0	+		-	0	+		-	0	+
	Sin opinión				+	80	100	100	+	0	75	100	+	0	85	100	+	20	65	75
					0	30	40	70	0	0	75	100	0	0	75	100	0	7.5	47.5	67.5
					-	0	0	0	-	0	55	90	-	0	10	80	-	0	16.25	42.5

Tabla 1.2. Valor relativo utilizado en la función de utilidad (“Valoración de los objetivos”), obtenido a partir de la suma de valores para cada combinación de Producción forestal-Producción ganadera; Producción Forestal, Servicios ambientales y Producción ganadera-Servicios ambientales.

Producción Forestal	Producción Ganadera	Servicios Ambientales	Valoración Total	Valor relativo
aumenta	aumenta	aumenta	237,5	100
aumenta	aumenta	no cambia	217,5	91,58
aumenta	aumenta	baja	127,5	53,68
aumenta	no cambia	aumenta	220	92,63
aumenta	no cambia	no cambia	190	80
aumenta	no cambia	baja	105	44,21
aumenta	baja	aumenta	167,5	70,53
aumenta	baja	no cambia	131,25	55,26
aumenta	baja	baja	70	29,47
no cambia	aumenta	aumenta	220	92,63
no cambia	aumenta	no cambia	190	80
no cambia	aumenta	baja	105	44,21
no cambia	no cambia	aumenta	163,75	68,95
no cambia	no cambia	no cambia	148,75	62,63
no cambia	no cambia	baja	68,75	28,95
no cambia	baja	aumenta	136,25	57,37
no cambia	baja	no cambia	90	37,89
no cambia	baja	baja	33,75	14,21
baja	aumenta	aumenta	167,5	70,53
baja	aumenta	no cambia	131,25	55,26
baja	aumenta	baja	70	29,47
baja	no cambia	aumenta	136,25	57,37
baja	no cambia	no cambia	90	37,89
baja	no cambia	baja	33,75	14,21
baja	baja	aumenta	85	35,79
baja	baja	no cambia	32,5	13,68
baja	baja	baja	0	0

ANEXO 2

Ejemplos del llenado de las tablas de relaciones entre las variables que son objetivos intermedios y los objetivos fundamentales. Las primeras columnas se refieren al estado de las variables causales, las últimas a los niveles de cumplimiento de la variable bajo análisis.

Tabla 2.1. Relación propuesta las decisiones de manejo y el Mantenimiento de las especies amenazadas.

DECISIONES DE PRACTICAS DE MANEJO	Spp amenazadas	
	No afecta	Impacto negativo
Aplicación de todas las prácticas	100	0
Manejo Actual	30	70
Fortalecer el control de incendios	80	20
Exclusión del ganado de áreas con regeneración	80	20
Extracción de madera en forma sostenible	30	70
Prácticas de bajo impacto en la extracción de madera	60	40
Manejo ganadero en el bosque de lenga	10	90
Manejo de pastizales, intensificación de invernada	50	50
Manejo ganadero , intensificación de invernada	50	50

Tabla 2.2. Relación propuesta entre las decisiones de manejo y el Mantenimiento de la estructura y diversidad vertical de la vegetación.

DECISIONES DE PRACTICAS DE MANEJO	Mantener estructura y diversidad vertical		
Aplicación de todas las prácticas	25	75	50
Manejo Actual	0	50	50
Fortalecer el control de incendios	50	50	0
Extracción de madera en forma sostenible	80	20	0
Prácticas de bajo impacto en la extracción de madera	90	10	0
Exclusión del pastoreo en áreas de regeneración	25	50	25
Manejo ganadero en el bosque de lenga	0	60	40
Manejo de pastizales, intensificación de invernada	33	67	0
Manejo ganadero , intensificación de invernada	33	67	0

Capítulo 7

Estudio de caso

Toma de decisiones estructuradas y manejo adaptativo para mitigar la pérdida en cultivos de girasol por la paloma torcaza en La Pampa, Argentina.

Jaime N. Bernardos y Jeffrey J. Thompson

La paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) es una especie común en los agroecosistemas de gran parte de América del Sur que puede convertirse en hiper-abundante y una plaga importante de cultivos. En Argentina, Bolivia, Brasil, Colombia, Paraguay y Uruguay se documentaron poblaciones hiper-abundantes de paloma torcaza (Bucher y Ranvau, 2006; obs.pers), que ocurrieron presentando una asociación de hábitat reproductivo formado por un bosque denso xerófilo, disponibilidad de cultivos agrícolas y agua, hecho que favoreció el establecimiento de grandes colonias de nidificación (Bucher 1984, Bucher y Ranvaud 2006).

En Argentina se documentaron aumentos en la abundancia de esta especie en agroecosistemas de gran parte del país, todos ellos relacionados con la expansión de la frontera agrícola. En el sector norte de la provincia de La Pampa, en el centro de Argentina, la paloma torcaza se transformó en hiper-abundante como resultado del sistema productivo dominante conformado por la siembra directa y el engorde de ganado a corral. Consecuentemente, se generaron sitios adecuados para la cría colonial en fragmentos de bosques arbustizados de caldén sin la presencia de ganado.

El gran aumento de la población de paloma torcaza se tradujo en un importante problema para los productores de girasol por los daños sufridos en este cultivo, desencadenando una presión considerable al gobierno para solucionar el problema. Esta presión fue canalizada por diferentes organizaciones de productores agrícolas y de la cadena de valor del girasol, llegando al congreso de la Nación y al Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Independientemente de las acciones de gestión política, individualmente se aplicaron métodos de ahuyentamiento y de reducción de la población de palomas. Esta última se realizó principalmente por envenenamiento con cebos tóxicos con resultados no deseados, pues el impacto sobre la abundancia de la población de palomas fue nulo, reafirmando lo propuesto por Bucher (1974) quien sostiene que el aumento en la mortalidad artificial es compensada por la disminución de

la mortalidad natural para esta especie. En la actualidad el uso de venenos y cebos tóxicos para el control de la paloma es ilegal por los efectos ambientales negativos, sin embargo, es una opción bien valorada por muchos productores.

En respuesta al crecimiento explosivo de la población de paloma torcaza en la región, las autoridades gubernamentales dieron un nuevo impulso a la caza deportiva e implementaron la cacería comercial de esta especie. Se establecieron cotos de caza en la región para atender a los cazadores, principalmente extranjeros, lo que representa una importante inversión por parte de algunas personas y una posible fuente de ingresos para la provincia. La presencia de esta gran cantidad de palomas permitió la implementación de la cosecha comercial por medio de trampas de captura viva, sobre todo dirigida a los mercados europeos. En consecuencia, existen múltiples actores que están a favor de poblaciones hiper-abundantes de palomas que están enfrentados con el deseo general del sector agrícola de menguar la pérdida de cultivos en la región a través de la reducción de la abundancia de la paloma.

Aunque la caza recreativa y comercial probablemente podría reducir las pérdidas de cosecha si los niveles de extracción fueran lo suficientemente altos, lograr este nivel es prácticamente inalcanzable. Consecuentemente los niveles de abundancia poblacional deseados por ambos sectores pueden potencialmente estar en conflicto.

Independientemente de los intereses de cada sector, los impactos ambientales de las decisiones de manejo deben ser tenidos en cuenta. Por ejemplo, tal como se expresó anteriormente, el envenenamiento es ilegal y, por ende, si se permite su aplicación se tienen que considerar las consecuencias ambientales y la eficacia. Por ejemplo, la caza deportiva introduce plomo en el ambiente por el uso de cartuchos de perdigones tradicionales y su efecto ambiental también debe ser sopesado frente a su eficacia en la reducción del daño a los cultivos, como así también las prácticas de modificación del hábitat de alimentación, elementos disuasorios, o cualquier otro método aplicado.

Dada la extensión y la gravedad percibida del daño sobre el girasol ocasionado por la paloma torcaza se conformó una Comisión integrada por instituciones del medio provincial, tanto públicas como privadas involucradas en la problemática con el objetivo de mitigar el problema. Dentro de esta comisión se definieron líneas de acción y compromisos asumidos por las instituciones participantes, que generaron nueva y valiosa información. No obstante, dado los posibles objetivos contradictorios de los distintos grupos de interés y la incertidumbre sobre la eficacia y los efectos ambientales de las acciones de gestión, la aplicación de un marco de toma de decisiones estructuradas y manejo adaptativo de recursos para tratar el problema es una aproximación prometedora.

Para su implementación en una etapa inicial desarrollamos un modelo de decisión utilizando ecólogos y agrónomos familiarizados con la problemática ya expuesta, participantes de una capacitación en esta metodología, asumiendo las funciones de los diferentes grupos de interés.

El propósito de este primer paso es desarrollar un modelo de decisión para conceptualizar de la mejor manera posible el problema, a fin de establecer claramente las investigaciones necesarias para reducir la incertidumbre en el proceso de toma de decisiones. Por otra parte, el

desarrollo de un modelo de decisión sirve como una herramienta útil para informar al público sobre el manejo adaptativo y para facilitar la participación de los interesados en el perfeccionamiento del proceso.

Definición de objetivos

La primer etapa en el desarrollo de nuestro modelo de decisión fue la de simular la participación de actores como un ejercicio, donde diferentes personas representaban distintos actores. De esta manera se procedió a identificar los objetivos del proceso de toma de decisiones. A través de las opiniones expresadas en relación con el problema de decisión y de las opiniones expresadas por los participantes que se comprometieron en este proceso, definimos cuatro grupos de interés: productores agropecuarios (y sus diversas organizaciones), clubes y empresas de caza, organismos provinciales y federales, y organizaciones no gubernamentales de conservación y propusimos los objetivos y resultados a obtener o evitar para cada grupo (Tabla 7.1).

En base a los objetivos a lograr y a evitar por cada grupo de interés, identificamos tres objetivos fundamentales:

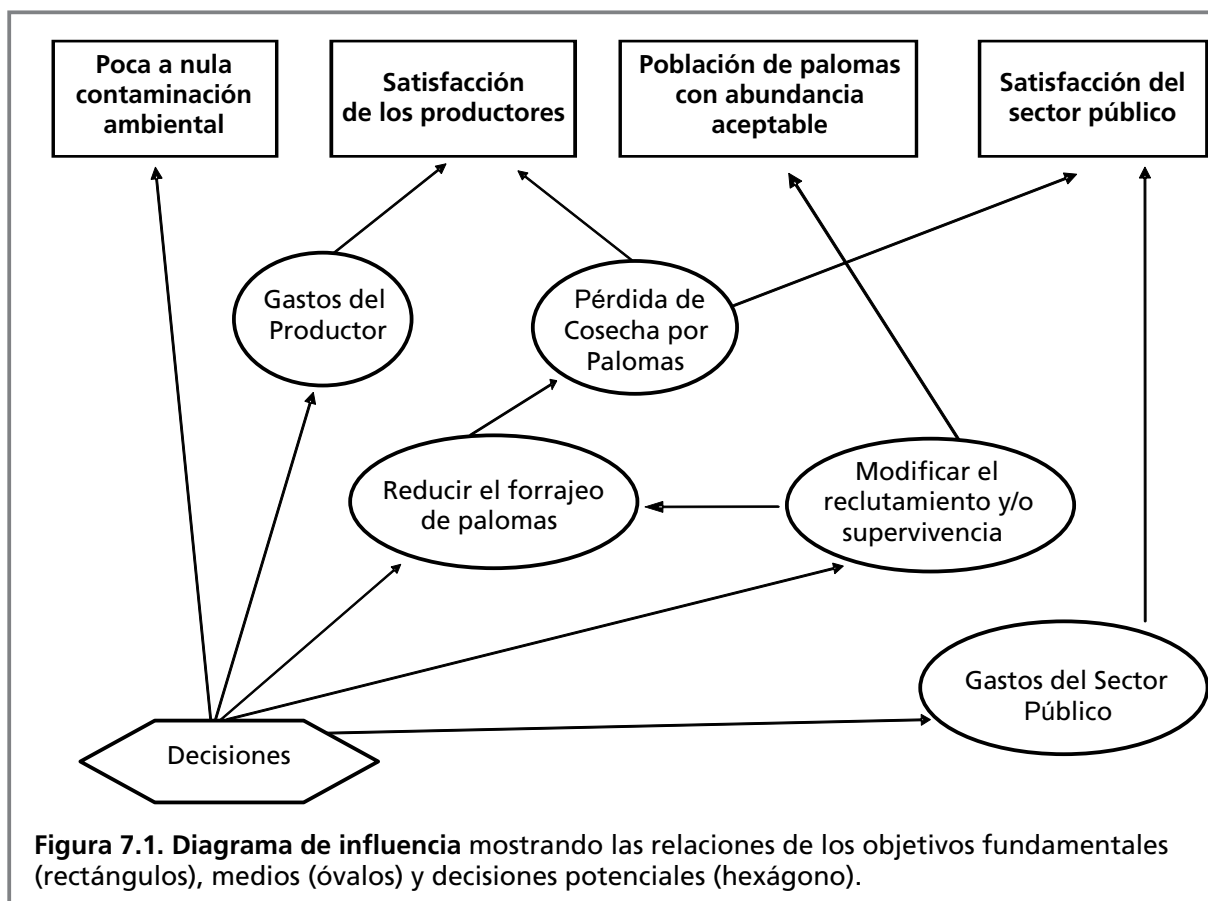
1. Aumentar la satisfacción del productor agrícola y el sector público
 2. Mantener la población de palomas igual o por encima de un nivel determinado
 3. Producir poca o ninguna contaminación ambiental por las decisiones adoptadas
- y 4 objetivos medios:

4. Reducir al mínimo el costo financiero de las decisiones adoptadas
5. Reducir la pérdida de cultivos por el forrajeo de la paloma a través de:
 - a. Disuadir el forrajeo de esta especie sobre los cultivos
 - b. Reducir la abundancia de palomas

En base a estos objetivos fundamentales y medios desarrollamos un diagrama de influencia para conceptualizar la relación entre estos y las decisiones posibles (Figura 7.1).

Tabla 7.1. Resumen de actores involucrados y objetivos explícitos

Actores Involucrados	Objetivo a lograr	Objetivo a evitar
Productores	Incrementar la productividad y minimizar los costos de manejo	Contaminación ambiental
Agencias del Gobierno	Aumentar la satisfacción del productor	Contaminación ambiental, poblaciones de palomas en su abundancia histórica
Cazadores	Maximizar la abundancia de palomas para caza deportiva y comercial	Poblaciones de palomas por debajo del nivel para caza comercial y deportiva
Organismos de Investigación y Organizaciones conservacionistas	Poblaciones de paloma sobre un mínimo determinado por sus niveles históricos	Contaminación ambiental, poblaciones de palomas debajo de mínimos determinados



Aunque gran parte de la discusión en torno al conflicto con las palomas se centra en el daño a los cultivos, era obvio que el tema central reside en reducir la pérdida de granos porque esto da lugar a mayores rendimientos, y esto es de interés de los productores agrícolas. Sin embargo, el aumento de rendimiento de los cultivos por medio de la reducción de los daños debe ser económicamente viable, por consiguiente, identificamos como objetivos medios a la reducción de la pérdida de cultivos y los costos mínimos para lograr dicha reducción. Estos últimos objetivos medios constituyen una métrica adecuada para medir la satisfacción de los productores, que consideramos como un objetivo fundamental.

Para alcanzar el logro del objetivo medio de reducir la pérdida de cultivos de palomas se identificaron dos objetivos medios adicionales. Uno de estos objetivos medios fue reducir las actividades de alimentación en los campos de cultivo por las palomas y el otro para reducir la abundancia de esta especie. Dado que tanto la caza y los intereses de conservación requieren un mínimo poblacional suficientemente grande como para sostener la caza deportiva y comercial, y al mismo tiempo mantener un histórico nivel de población, el mínimo poblacional que logre este objetivo lo definimos como un objetivo fundamental. Además, independientemente de la decisión adoptada, deseábamos que hubiese poca o ninguna contaminación ambiental a causa de dichas decisiones, por lo tanto a esto último lo consignamos también como objetivo fundamental. Debemos tener en cuenta, sin embargo, que la tolerancia a la contaminación del medio ambiente difiere entre los productores, las agencias gubernamentales y organismos de conservación. Habitualmente los productores agrícolas aceptan niveles más altos de contaminación

en comparación con los otros grupos, u además, las motivaciones para evitar la contaminación pueden ser diferentes.

Desarrollo de alternativas de decisión

Las discusiones con los representantes de los grupos de interés sobre las posibles alternativas de decisión destacaron una diversidad de acciones potenciales hacia la búsqueda de los objetivos fundamentales. Las decisiones se pueden agrupar groseramente en decisiones de reducir la población de palomas por envenenamiento, aplicar o modificar las tecnologías y prácticas agrícolas, aumentar el nivel de captura paloma, manejar el hábitat de anidación, y no tomar ninguna acción. En la tabla 7.2 se presenta el listado completo de acciones consideradas.

Tabla 7.2. Alternativas de decisión evaluadas.

Acción	Descripción
Reducción letal por avicidas	Utilización de avicidas en forma de spray, o como cebos tóxicos, a fin controlar por medios letales la abundancia de la población de palomas.
Tecnología agrícola	Son las prácticas agronómicas tendientes a lograr buenos rendimientos. Esto implica cultivos de cobertura, para aumentar la disponibilidad de agua en el perfil, correcta selección del híbrido, cultivos homogéneos (densidad de siembra adecuada para un buen desarrollo de los capítulos), baja incidencia de malezas, baja pérdida por cosechadora, buen control de insectos plaga.
Tecnología agrícola-repelentes	Utilización de repelentes para aves en las etapas finales del cultivo, a fin de reducir, en manera significativa, las pérdidas por la paloma.
Tecnología agrícola desecante	Utilización de desecantes químicos para reducir el tiempo de exposición del cultivo a la paloma, y por ende, reducir el daño.
Tecnología agrícola completa	Aplicación conjunta de los tres ítems anteriores.
Impulso caza deportiva	Acciones tendientes a aumentar el número de palomas cazadas por cazadores deportivos nacionales e internacionales, para reducir la abundancia poblacional. En este caso NO se considera como ingreso económico alternativo (y compensatorio) para el productor agropecuario.
Impulso caza comercial	Esta decisión involucra todas las acciones tendientes a aumentar el número de palomas capturadas con trampas para la exportación como alimento. En este caso NO se considera como ingreso económico alternativo (y compensatorio) para el productor agropecuario.
Manejo de hábitat	Se refiere a las prácticas de modificación del estrato arbustivo de las áreas de nidificación colonial, a fin de disminuir la tasa de crecimiento de la población de palomas.
Compensación de pérdida	Es el pago compensatorio por parte del estado de las pérdidas ocasionadas por la paloma al productor agropecuario.
Sin Acciones (no hacer nada)	No aplicar ninguna de las decisiones propuestas

Un criterio fundamental para el desarrollo de las alternativas de decisión es que estas deben ser exhaustivas y factibles. En particular, la utilización de venenos para reducir las poblaciones de paloma es discutible por varias razones entre las que se destacan la ilegalidad de su aplicación y los efectos ambientales negativos. A menudo se la considera como una solución rentable por los productores agrícolas y todavía se lleva a cabo ilícitamente a pesar de su aparente falta de efectividad en la reducción de daños a los cultivos. En consecuencia, para considerar las opiniones de algunos integrantes del sector agrícola que quiere legalizar y aplicar venenos, se decidió incluir el envenenamiento como una alternativa de decisión. No obstante no se avanzó en la implementación de esta práctica que incluiría la designación de una institución responsable de la aplicación del veneno y de solventar los gastos que demande la actividad.

Incluimos dentro de las alternativas de decisión todas las prácticas agrícolas que se emplean, o están disponibles, con la intención de reducir la pérdida de granos a causa de la paloma torcaza. Consecuentemente, seleccionamos el uso de desecantes, ya que es la práctica preferida, mientras que la aplicación de repelentes es un método con potencial para ser utilizado, a pesar de que no es una práctica generalizada. La decisión de “tecnología agrícola” es más general y se incluyen las prácticas agronómicas que tienen por objeto aumentar los rendimientos, por ejemplo la selección de híbridos adecuados (que vuelcan el capítulo e imposibilitan el acceso de las palomas a los achenios).

Como se mencionó anteriormente, en los últimos años varios operadores de caza deportiva se han establecido en la región en respuesta al aumento en población de palomas, y aunque en el mejor de los casos el tiro deportivo serviría como un elemento de disuasión a nivel de campo, la expansión de estas actividades es una decisión posible de explorar, teniendo en cuenta las necesidades y los valores de este sector. La caza comercial es una decisión apoyada por el gobierno provincial que genera puestos de trabajo y aunque no implica una solución a la reducción de la población de palomas por la magnitud actual, se incluye en el conjunto de decisiones.

Valores de utilidad

La utilidad u objetivo, es la valoración que cada grupo de interés tiene sobre el éxito o fracaso de cumplimentar los objetivos fundamentales. En nuestro caso, como en la mayoría de las situaciones relacionadas con la gestión de recursos naturales, los valores óptimos de los resultados de los objetivos fundamentales difieren entre los actores. En consecuencia, era necesario definir los valores relativos, o utilidades que sostiene cada uno de los grupos de interés para los posibles resultados de las decisiones de todos los objetivos fundamentales. Estos valores de utilidad deben ser presentados en unidades comunes, en nuestro caso, utilizamos una escala de 0-100, donde 0 era el menos deseable y 100 el más deseable.

Para cada uno de los grupos de interés desarrollamos valores de utilidad de los objetivos fundamentales basados en la información de los representantes de los grupos y las discusiones con los miembros de cada grupo. Teniendo en cuenta las diferentes perspectivas relacionadas con el problema, esperábamos que los valores de utilidad resultados de las decisiones de cada objetivo fundamental fueran a menudo contradictorios. Para obtener valores objetivos consensuados

tomamos los promedios de los valores de cada resultado potencial de cada grupo de interés (Tabla 7.3).

En base a nuestra experiencia, estos valores objetivos de consenso reflejan adecuadamente los pensamientos de los grupos de interés, aunque sostienen posiciones en conflicto. No obstante estas posiciones encontradas, existió un consenso sobre no aumentar en gran medida la contaminación del medio ambiente y por ende el valor de utilidad de *No aumentar la contaminación* fue alto. También se obtuvo una alta valoración a aumentar la *Satisfacción del Productor*, con el consenso que la satisfacción del productor no disminuirá. Además, hubo un consenso adecuado en que las poblaciones de palomas no deben reducirse más allá de los niveles históricos.

A fin de determinar los valores objetivos, asignamos el valor relativo de un resultado a una decisión, asumiendo que esta decisión es aplicada. Consecuentemente asignamos el valor relativo para cada resultado de los modelos para todas las decisiones potenciales.

Resultados de los modelos de decisión

Una vez establecido el conjunto de valores objetivos de consenso, estamos en condiciones de cuantificar la relación entre las decisiones y los resultados. Formalmente modelamos los efectos

Tabla 7.3. Valores objetivos de consenso de cada Grupo de interés.

Contaminación					
<i>Respuesta Esperada</i>	<i>Productores</i>	<i>Ambientalistas</i>	<i>Gobierno</i>	<i>Grupos de caza</i>	<i>Media</i>
No cambio	40	100	60	80	70
Aumento moderado	60	0	40	20	30
Aumento alto	0	0	0	0	0
Satisfacción de productor					
<i>Respuesta Esperada</i>	<i>Productores</i>	<i>Ambientalistas</i>	<i>Gobierno</i>	<i>Grupos de caza</i>	<i>Media</i>
Reducir	0	0	0	0	0
No Cambio	0	50	20	50	30
Aumento	100	50	80	50	70
Población de paloma					
<i>Respuesta Esperada</i>	<i>Productores</i>	<i>Ambientalistas</i>	<i>Gobierno</i>	<i>Grupos de caza</i>	<i>Media</i>
Reducir Demasiado	10	0	0	0	2.5
Reducir a histórico	90	80	100	0	67.5
No Cambia o Aumenta	0	20	0	100	30
Satisfacción de gobierno					
<i>Respuesta Esperada</i>	<i>Productores</i>	<i>Ambientalistas</i>	<i>Gobierno</i>	<i>Grupos de caza</i>	<i>Media</i>
Reducir	20	20	0	20	13.33
No Cambio	40	40	30	40	36.67
Aumento	40	40	70	40	50

de las decisiones bajo la totalidad de objetivos, como así también se evalúan hipótesis competidoras (modelos) de la eficacia de las decisiones propuesta por cada grupo de interés.

Los cuatro grupos de interés desarrollaron tres modelos diferentes al respecto de la eficacia de las decisiones (los grupos de investigadores – incluidos en los organismos federales – y ambientalistas comparten las creencias). Estos modelos incluyen las creencias de cada grupo de actores al respecto de la eficacia de cada una de las decisiones sobre la modificación del estatus poblacional de la paloma torcaza, la reducción de la pérdida de cultivos y el incremento de la contaminación ambiental.

Los modelos resumidos en los anexos 1 y 2, presentan las creencias fundamentales de los tres grupos de tomadores de decisión (dos grupos comparten las creencias) al respecto de reducir la población de palomas torcazas como medio para disminuir las pérdidas de cosecha.

1. Los grupos de investigadores y productores sostienen que la cosecha de palomas tendrá un efecto pequeño para estabilizar o reducir la población de paloma torcaza, mientras que los representantes del gobierno sostuvieron una idea más optimista al respecto.

2. Los productores son altamente optimistas al respecto de la eficacia de los avicidas

3. Los investigadores tienen confianza en la gestión del hábitat de anidación para estabilizar o reducir la población de palomas.

En relación con las decisiones directamente orientadas hacia la reducción de la pérdida de cosecha.

1. Hay una importante creencia al respecto de la eficacia de los desecantes de cultivos para reducir el daño de la paloma torcaza por parte del sector agrícola

2. El sector de la investigación en la considera que será baja la eficacia de repelentes para la protección del cultivo.

3. Ante el aumento de la población de palomas, el sector agrícola cree estima la mejora en las prácticas agrícolas tienen un mayor potencial para reducir las pérdidas.

Los grupos difieren en las creencias acerca de la contaminación del medio ambiente en:

1. El sector agrícola cree que el uso de venenos aumentaría mínimamente la contaminación.

2. El sector gubernamental estima que el uso de desecantes y la cosecha anticipada producen menos contaminación que los otros dos grupos de actores.

Estos modelos (hipótesis), que representan las creencias de los tres grupos de toma de decisiones, captan la incertidumbre estructural (creencias relativas de los grupos de toma de decisiones) acerca de la eficacia de las decisiones frente a la estocasticidad ambiental y controlabilidad parcial en el sistema (dinámica poblacional de la paloma, momento de aplicación de químicos, etc).

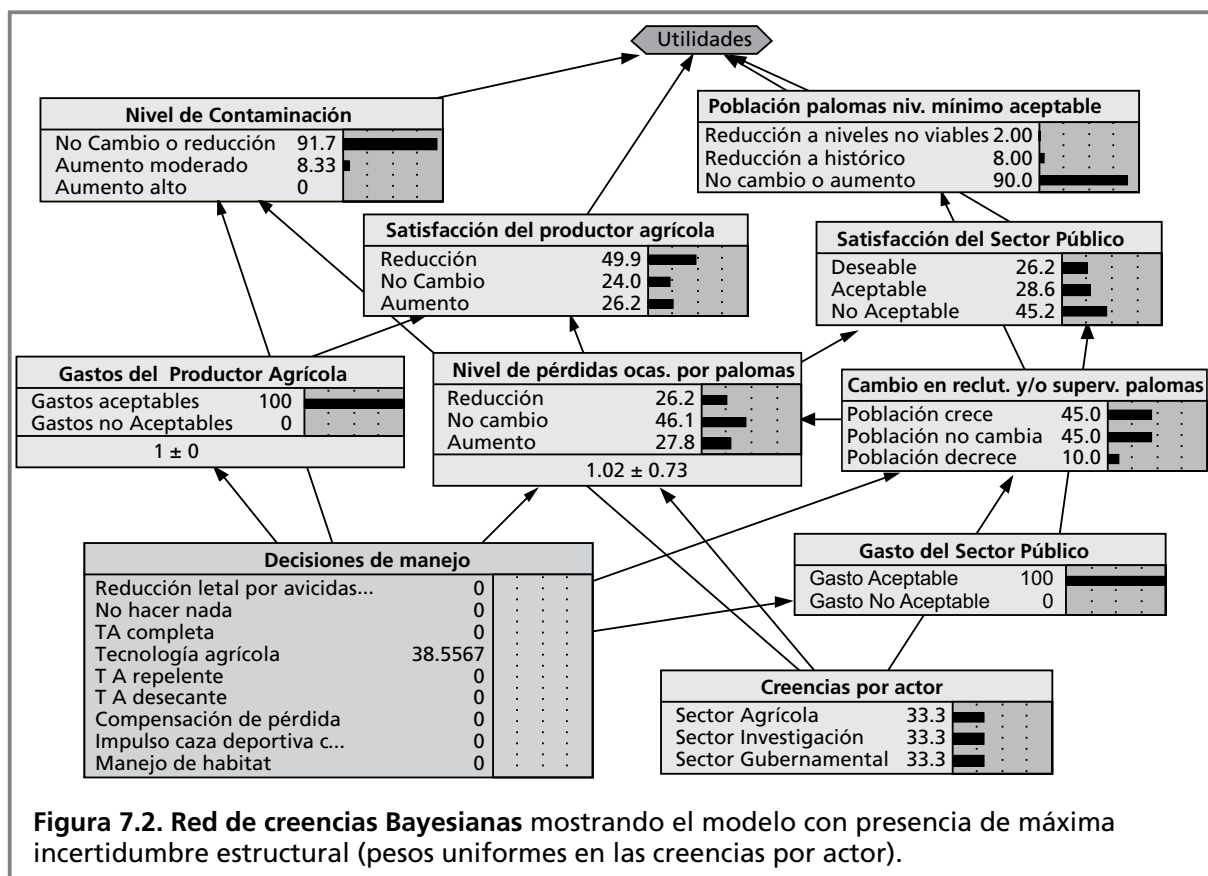
El uso de estos modelos de comportamiento del sistema junto con los valores de utilidad de consenso, permiten la comparación de las decisiones considerando las fuentes de incertidumbre a la luz de los valores asignados a la obtención de los objetivos fundamentales.

Selección de la decisión óptima

Estimamos los valores esperados para cada alternativa de decisión utilizando conjuntamente los valores de utilidad y las probabilidades asociadas a cada modelo calculadas para cada grupo de interés. Asignamos el mismo peso a los modelos y grupos de interés para seleccionar la decisión óptima.

Utilizamos Redes de Creencias Bayesianas para calcular los valores esperados, utilizando Netica (www.norsys.com), con ponderaciones iguales para los modelos de cada grupo de toma de decisión. También examinamos el efecto del grado de confianza en cada uno de los modelos en la decisión óptima variando el nivel de confianza en cada modelo (pesos), mientras que la partición del peso restante se realizó en partes iguales entre los otros dos modelos.

Al maximizar la incertidumbre estructural (pesos iguales para los 3 modelos) la decisión óptima consistió en aplicar tecnologías agrícolas en la reducción de la disponibilidad de granos para palomas (Figura 7.2). Al tomar esta decisión, vemos que las probabilidades relacionadas con los objetivos fundamentales de: “Aumentar la satisfacción de los sectores productivos y público” y “limitar la contaminación” presenta cambios en direcciones favorables, y se predicen pocos cambios en las poblaciones de paloma. La falta de un efecto sobre la abundancia de palomas, donde la probabilidad de mantener o incrementar dicha abundancia, aumentó levemente bajo la decisión óptima, refleja la incertidumbre general de la eficacia de las medidas orientadas a reducir el número de palomas.



Luego, examinamos cómo el grado de confianza en cada uno de los modelos afecta la decisión óptima variando sistemáticamente el grado de confianza en cada uno de los modelos, mientras el peso restante se dividió en partes iguales entre los otros modelos (Tabla 7.3). La decisión óptima de la aplicación de tecnologías agrícolas fue válida para los modelos de los sectores gubernamental y de investigación, sin importar el peso asignado a estos modelos. Además, el uso de tecnologías agrícolas fue también la decisión óptima en el marco del modelo de sector agrícola hasta que la confianza en este superó el 70% donde, a partir de este punto, el envenenamiento pasó a ser la decisión óptima.

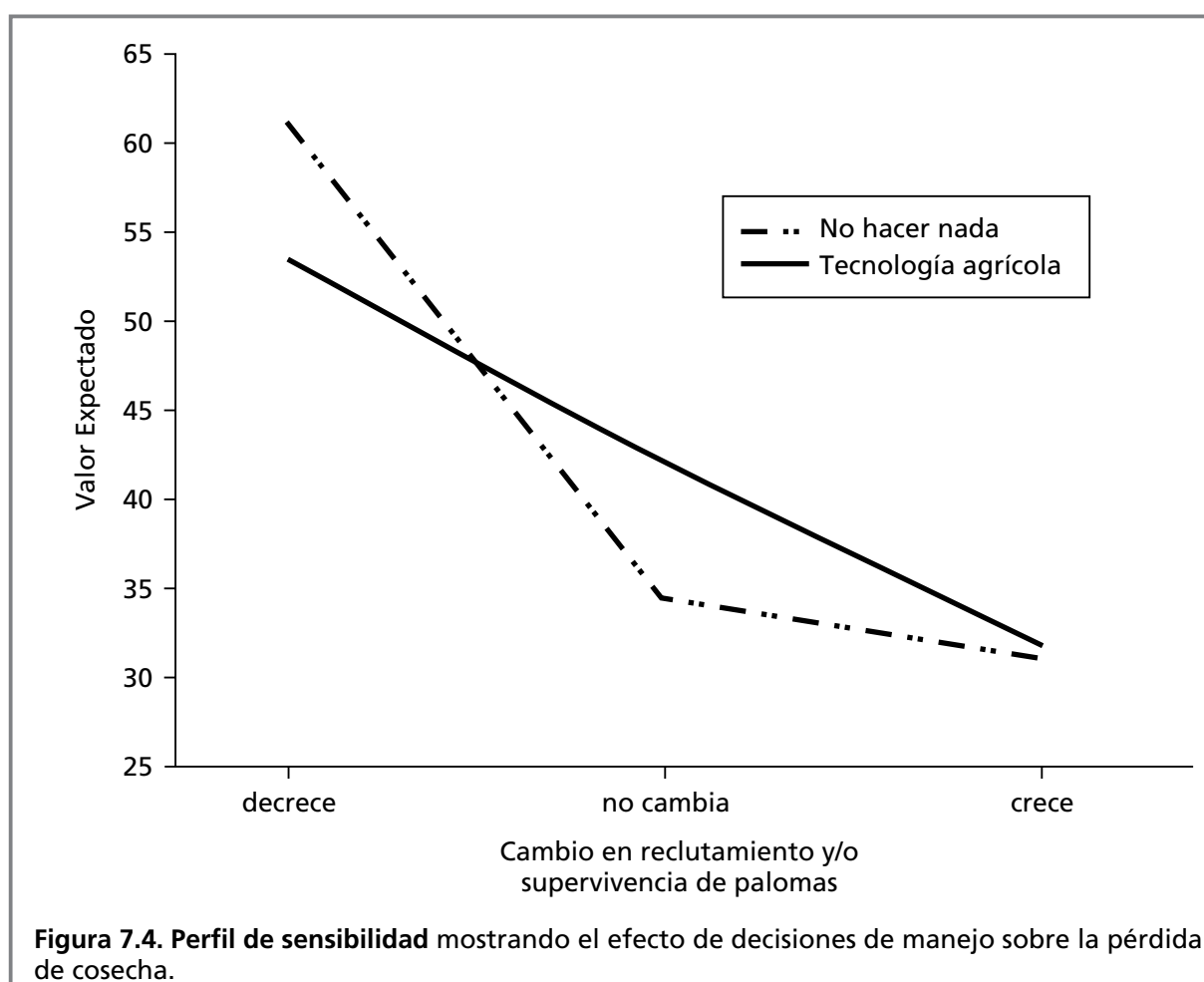
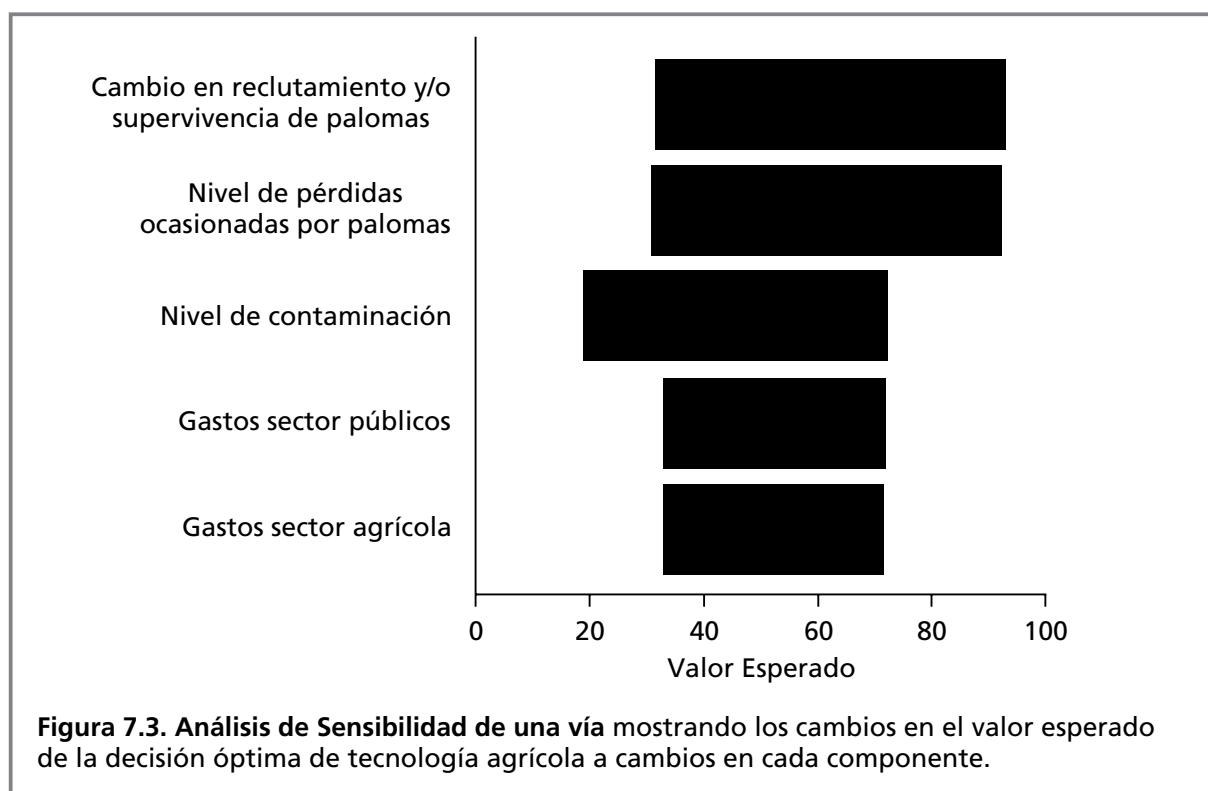
La aplicación de tecnologías agrícolas fue seleccionada como la decisión óptima más frecuentemente, debido a la opinión general sobre la incertidumbre en las decisiones dirigidas hacia la reducción de las poblaciones de paloma serán eficaces biológica y/o económicamente, y por lo tanto es una decisión costo-efectiva para reducir el consumo de granos de girasol por palomas. La excepción ocurre cuando adjudicamos un alto nivel de confianza en el modelo del sector agrícola, donde se indica que el envenenamiento sería más eficaz en la reducción de las poblaciones de paloma de una manera rentable y, en consecuencia reducir la pérdida de cosecha, mientras que no aumentaría significativamente la contaminación ambiental.

Análisis de sensibilidad

Para evaluar el peso relativo de cada componente del modelo de decisión óptima se realizó un análisis de sensibilidad de una vía. Esto consiste en examinar el rango de valores de las decisiones óptimas (en este caso la de implementar tecnología agrícola) entre los valores máximo y mínimo de cada componente del modelo, donde un mayor rango en el valor esperado de decisiones indica una mayor sensibilidad a un componente en particular (Conroy y Peterson 2013). Encontramos que el modelo de decisión fue más sensible a la información relacionada con la cuantificación de la pérdida de cultivos y a parámetros de la población de palomas, donde el conocimiento sobre los costos por parte del gobierno o productores fue menos influyente. Por su parte el nivel de contaminación del medio presentó una influencia intermedia (Figura 7.3).

Cabe señalar, que la incertidumbre de todos los componentes del modelo fue alta, y remarcar la posible necesidad de refinar la parametrización de los componentes. Aunque el análisis de sensibilidad de una vía ilustra la sensibilidad de los componentes del modelo de decisión, también estamos interesados en la sensibilidad de las decisiones a las variaciones de los componentes del modelo. Para examinar esta se realizó un análisis del perfil de sensibilidad (Conroy y Peterson 2013), donde se determina el valor esperado de cada decisión en relación con un rango de valores para un componente del modelo, no sólo para la decisión óptima. Estos valores esperados son entonces graficados para evaluar los cambios en el valor esperado sobre el rango de valores del componente (Conroy y Peterson 2013).

En cuanto a los efectos de las decisiones sobre la pérdida de cultivos sin tener en cuenta el estado de la población de palomas, la decisión óptima fue de siempre “no hacer nada”, sin embargo, si tomamos en cuenta la tendencia de la población de palomas, la decisión óptima cambia a reducir la pérdida de cultivos. Cuando la población de palomas es constante o en aumento la



decisión óptima fue emplear tecnologías agrícolas, mientras que cuando la población de palomas disminuye la decisión óptima es no tomar ninguna acción (Figura 7.4). La sensibilidad de la selección de la decisión óptima de reducción de la abundancia de la población de palomas indica la necesidad de determinar el grado de disminución de la misma. Esto influye en la elección de la decisión a tomar, como así también en la forma de detectar la disminución con suficiente rigor cuantitativo.

Reducción de la incertidumbre

Asignamos el mismo peso a los modelos de cada uno de los grupos de interés para promover un ambiente de igualdad entre las partes interesadas. De todos modos, la decisión óptima en todos los modelos fue casi unánime hacia la elección del uso de tecnologías agrícolas como la decisión óptima. Sin embargo, cuando la creencia en el modelo del sector agrícola es alta (>70%) la decisión óptima favorece al envenenamiento. Dado el importante apoyo a una decisión alternativa, que el envenenamiento es ilegal y que el grado de contaminación del ambiente de esta última práctica no es totalmente conocido, no consideramos relevante abordar la legalidad de los envenenamientos hasta que la propuesta del sector agrícola tenga más apoyo dentro del modelo propuesto. Esta situación pone de manifiesto la necesidad de resolver suficientemente el grado de incertidumbre estructural que rodea la selección del modelo.

La incertidumbre estructural en el comportamiento de nuestro sistema de debe en gran medida a la importante variación en los valores y creencias de las partes interesadas. Como se discutió en el Capítulo 4, esta incertidumbre estructural puede ser resuelta mediante la utilización del Manejo Adaptativo, donde se monitorean resultados de las decisiones tomadas y se comparan con los resultados predichos por nuestro modelo de decisión a través del tiempo. Esto permite la actualización, de manera secuencial, de las creencias relativas sobre cada modelo propuesto.

Tomando como base el análisis de sensibilidad de una vía, la decisión óptima de tecnología agrícola tuvo mayor sensibilidad a la reducción de la pérdida de cultivos por medio de la modificación de los parámetros de la población de palomas, lo cual es consistente con el análisis del perfil que ilustra la sensibilidad de la toma de decisiones y la interacción entre la trayectoria de la población de palomas y los correspondientes niveles de pérdida de la cosecha. En base a esto, hay una necesidad de cuantificar los parámetros poblacionales y relacionarlos con la pérdida de cultivos con la suficiente exactitud para detectar funcionalmente cambios significativos.

En nuestro modelo de decisión especificamos al reclutamiento y/o la supervivencia de las palomas como un objetivo medio ya algunas decisiones influyen directamente en estos parámetros, sin embargo, la influencia fundamental de estos parámetros es su efecto sobre el crecimiento de la población. Dado que la presente decisión óptima no influye directamente en los parámetros de la población de palomas, es necesario investigar sobre la cuantificación de las tendencias demográficas de esta especie, con muestreo simultáneo de la pérdida de cultivos. La medición de la pérdida de cultivos es sencilla y contamos con un protocolo bien desarrollado para esto, sin embargo, hasta la fecha no hemos estimado la abundancia de poblaciones paloma en el área de conflicto con la suficiente exactitud, dados los recursos disponibles. Sí disponemos

de estimaciones altamente confiables de la abundancia de palomas en áreas cercanas y/o lindantes a las áreas más conflictivas.

La solución para la estimación de la abundancia de las poblaciones paloma sería emplear captura-marcado-recaptura (Williams et al. 2002) sin embargo, se requiere marcar un gran número de individuos, hecho logísticamente muy difícil y altamente costoso. Además incluso, en caso de marcar un número suficientemente grande de individuos, la alta movilidad y la hiperabundancia de la especie hace difícil obtener también una importante cantidad de recapturas. Por consiguiente, hay una necesidad de desarrollar un enfoque para la estimación de la abundancia que no requiera el marcado de los individuos y produzca estimaciones suficientemente robustas para detectar cambios funcionalmente significativos en la población de palomas. Con este fin sería conveniente realizar las estimaciones basados en conteos utilizando modelos mixtos (Royle y Dorazio 2006), muestreos de distancia clásicos (Buckland et al. 1993) o jerárquicos para estimar el número de individuos (Royle et al. 2004).

Conclusiones

La pérdida de la cosecha de girasol a causa de la paloma torcaza en la provincia de La Pampa representa una pérdida económica significativa en las áreas agrícolas del NO provincial (Bernardos y Farrell, 2013) donde la extensión y aparente incapacidad para hacer frente al problema genera gran controversia. El aumento en la producción de girasol en La Pampa es relativamente reciente, ha progresado rápidamente y por lo tanto el conflicto con la paloma torcaza ha evolucionado rápidamente. El resultado es que la magnitud del problema y los factores que lo generan no han sido bien entendidos hasta hace poco, hecho que resulta en la falta del desarrollo de soluciones para el problema.

A pesar de la incertidumbre sobre las soluciones y la falta de información detallada sobre varios aspectos del problema, existe una fuerte presión del sector agrícola para mitigar el conflicto. Hemos ilustrado cómo un marco de TDE-MAR se puede utilizar para elegir una decisión óptima en el conflicto, teniendo en cuenta los valores de los distintos grupos de interés y como través del monitoreo y la investigación, se puede reducir la incertidumbre en la elección de la decisión óptima, a pesar de las diversas fuentes de la incertidumbre presentes.

A través del marco ofrecido por TDE-MAR podríamos tomar decisiones objetivas basadas en la información disponible a pesar de la incertidumbre presente en nuestro modelo de decisión, e incorporar formalmente las fuentes de incertidumbre de una manera transparente, defendible y reproducible. Por otra parte, aunque nuestro modelo de decisión es simple y relativamente subjetivo, ilustra cómo la investigación y el monitoreo son componentes integrales de un proceso dirigido a reducir la incertidumbre en lugar de presentar acciones desconectadas. Asimismo la forma explícita en la que se define el contexto de toma de decisiones indica qué datos debe producir el monitoreo y la investigación.

Referencias

Bernardos J. y M. Farrell. 2013. Evaluación de daño por la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) en girasol y pérdida de cosecha en la provincia de la pampa campaña 2011-2012. Ministerio de Agricultura de la Nación. INTA.

Bucher, E. H. 1974. Bases Ecológicas para el Control de la Paloma Torcaza. CZA. Publicacion técnica no 4.

Bucher, E. H. 1984. Las aves como plaga en la Argentina. CZA. Publicacion técnica N° 9.

Bucher, E. H., and R. Ranvaud. 2006. Eared dove outbreaks in South America: patterns and characteristics. Acta Zoologica Sinica 52:564–567.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, and J. L. Laake. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall.

Conroy, M. J., and J. T. Peterson. 2013. Decision making in natural resource management: a structured, adaptive approach.. John Wiley & Sons, Ltd.

Royle, J. A., D. K. Dawson, and S. Bates. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. Ecology 85:1591–1597.

Royle, J. A., and R. M. Dorazio. 2006. Hierarchical models of animal abundance and occurrence. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 11:249–263.

Williams, B. K., J. D. Nichols, and M. J. Conroy. 2002. Analysis and management of wildlife populations. San Diego, CA: Academic Press.

ANEXO 1 - Creencias de los grupos de interés (reducido a tres modelos por comparar creencias) de las decisiones de manejo sobre la contaminación y el Reclutamiento – Supervivencia de la de palomas

		Contaminación			Reclutamiento y Supervivencia		
		no cambio	moderado	alto	no cambio	moderado	alto
Reducción letal por avicida	Productores	70	30	0	0	30	70
	Org. Invest	0	50	50	45	45	10
	Gobierno	0	0	100	45	45	10
No hacer nada	Productores	100	0	0	45	45	10
	Org. Invest	100	0	0	45	45	10
	Gobierno	100	0	0	45	45	10
TA Completa	Productores	75	20	5	45	45	10
	Org. Invest	60	30	10	45	45	10
	Gobierno	87	13	0	45	45	10
Tecnología agrícola (TA)	Productores	100	0	0	45	45	10
	Org. Invest	75	25	0	45	45	10
	Gobierno	100	0	0	45	45	10
TA repelente	Productores	100	0	0	45	45	10
	Org. Invest	100	0	0	45	45	10
	Gobierno	100	0	0	45	45	10
TA desecante	Productores	30	60	10	45	45	10
	Org. Invest	20	50	30	45	45	10
	Gobierno	60	40	0	45	45	10
Compensación de pérdida	Productores	100	0	0	45	45	10
	Org. Invest	100	0	0	45	45	10
	Gobierno	100	0	0	45	45	10
Impulso la caza	Productores	75	20	5	85	15	0
	Org. Invest	75	20	5	92,5	7,5	0
	Gobierno	90	5	5	45	50	5
Manejo de hábitat	Productores	100	0	0	70	30	0
	Org. Invest	100	0	0	15	60	25
	Gobierno	100	0	0	60	40	0

ANEXO 2 - Creencias de los grupos de interés (reducido a tres modelos por comparar creencias) de las decisiones de manejo sobre la pérdida por palomas con el objetivo medio de reducir la población de palomas.

Decisión	Población	Grupo de Decisores	pérdidas por palomas		
			no cambio	moderado	alto
Reducción letal por avicidas	Crece	Productores	0	0	100
		Org. Invest	0	0	100
		Gobierno	0	0	100
	no cambia	Productores	0	100	0
		Org. Invest	0	100	0
		Gobierno	0	100	0
	Reduce	Productores	100	0	0
		Org. Invest	100	0	0
		Gobierno	100	0	0
No hacer nada	Crece	Productores	0	0	100
		Org. Invest	0	0	100
		Gobierno	0	0	100
	no cambia	Productores	0	100	0
		Org. Invest	0	100	0
		Gobierno	0	100	0
	Reduce	Productores	100	0	0
		Org. Invest	100	0	0
		Gobierno	100	0	0
TA Completa	Crece	Productores	10	37,5	52,5
		Org. Invest	5	40	55
		Gobierno	2,5	52,5	45
	no cambia	Productores	35	65	0
		Org. Invest	30	70	0
		Gobierno	35	65	0
	Reduce	Productores	95	5	0
		Org. Invest	90	10	0
		Gobierno	95	5	0
Tecnología agrícola	Crece	Productores	0	15	85
		Org. Invest	5	45	50
		Gobierno	0	50	50
	no cambia	Productores	35	65	0
		Org. Invest	45	55	0
		Gobierno	45	55	0
	Reduce	Productores	75	25	0
		Org. Invest	60	40	0
		Gobierno	65	35	0
TA repelente	Crece	Productores	0	25	75
		Org. Invest	0	0	100
		Gobierno	0	15	85
	no cambia	Productores	5	95	0
		Org. Invest	5	95	0
		Gobierno	5	95	0
	Reduce	Productores	50	50	0
		Org. Invest	50	50	0
		Gobierno	50	50	0

Decisión	Población	Grupo de Decisores	pérdidas por palomas		
			no cambio	moderado	alto
TA desecante	Crece	Productores	20	50	30
		Org. Invest	0	40	60
		Gobierno	0	60	40
	no cambia	Productores	30	70	0
		Org. Invest	10	90	0
		Gobierno	20	80	0
	Reduce	Productores	90	10	0
		Org. Invest	80	20	0
		Gobierno	90	10	0
Compensación de pérdida	Crece	Productores	0	0	100
		Org. Invest	0	0	100
		Gobierno	0	0	100
	no	Productores	0	100	0
Impulso a la caza	Crece	Productores	0	0	100
		Org. Invest	0	0	100
		Gobierno	0	0	100
	no cambia	Productores	0	100	0
		Org. Invest	0	100	0
		Gobierno	0	100	0
	Reduce	Productores	100	0	0
		Org. Invest	100	0	0
		Gobierno	100	0	0
Manejo de hábitat	Crece	Productores	0	0	100
		Org. Invest	0	0	100
		Gobierno	0	0	100
	no cambia	Productores	0	100	0
		Org. Invest	0	100	0
		Gobierno	0	100	0
	Reduce	Productores	100	0	0
		Org. Invest	100	0	0
		Gobierno	100	0	0

Capítulo 8

Estudio de caso

Toma de decisiones de conservación en agroecosistemas, integrando la diversidad de aves con los valores de productores agropecuarios en Entre Ríos.

Andrea P. Goijman, Michael J. Conroy, María Elena Zaccagnini

Antecedentes

Con el crecimiento de la población humana proyectada en 9 mil millones de personas a mediados de siglo, uno de los mayores desafíos que se presenta hoy en día es satisfacer las demandas de alimentos al mismo tiempo que se garantiza la sostenibilidad del ambiente, la salud humana y económica y el bienestar social (Godfray et al. 2010, Sachs et al. 2010). Hay una demanda para la ciencia, para evaluar los compromisos entre la optimización de la agricultura de una manera sostenible, al mismo tiempo que se reducen las pérdidas de biodiversidad y hábitat, se conservan los servicios ecosistémicos, y se elimine gradualmente la contaminación del agua por productos químicos agrícolas, entre otros desafíos (Perrings et al. 2006, Godfray et al. 2010, Foley et al. 2011). La intensificación de la agricultura convencional podría resultar en la contaminación por agroquímicos que afectan no sólo la agrobiodiversidad funcional, sino también a la salud humana y la calidad del medio ambiente, lo cual especialmente importante en los paisajes dominados por medianos y pequeños productores (Perrings et al. 2006, Tscharntke et al. 2012).

Existen diferentes escalas en las que se puede llevar a cabo el manejo de la tierra integrando la biodiversidad en paisajes agrícolas. A escala local, las acciones consisten, principalmente, en el mantenimiento de la heterogeneidad espacial y temporal en los campos, ofreciendo sitios de nidificación, recursos alimenticios y refugio para la biodiversidad. Algunas de las acciones de manejo consisten en la conservación de la vegetación natural en los bordes, la implementación de terrazas no cultivadas, o bandas de vegetación en los campos; también el control de las aplicaciones de agroquímicos, rotación de cultivos y la aplicación de labranza conservacionista. La conservación de la diversidad de aves en los paisajes agrícolas podría ser beneficiosa a través de los servicios ecosistémicos que proveen, como el consumo de insectos plagas y la polinización

(Alcamo et al. 2003, Whelan et al. 2008). Los hábitat de vegetación lineales como los bordes y las terrazas podrían proporcionar hábitat para las aves (Goijman and Zaccagnini 2008, Di Giacomo and de Casenave 2010). A pesar que la aplicación de herbicidas e insecticidas se concentra en los cultivos, los bordes están sujetos a la deriva; disminuyendo los refugios disponibles para las aves mediante los cambios en la estructura de la vegetación, y la reducción de la disponibilidad de recursos alimenticios (Boutin et al. 1999, Jobin et al. 2001, Jones et al. 2005, Taylor et al. 2006). Sin embargo, algunos estudios llevados a cabo en campos de soja mostraron que los artrópodos predadores y la abundancia de total se mantiene constante en los bordes a través del tiempo, a pesar de la aplicación de plaguicidas, lo que sugiere que si estos hábitats son tratados con cuidado, todavía pueden sostener poblaciones de aves insectívoras (Weyland and Zaccagnini 2008, Varni 2010). Además, cabe destacar que hay una tendencia en el tiempo a remplazar insecticidas más tóxicos, basados en el riesgo de mortalidad para aves, a los menos nocivos (Mineau and Whiteside 2006).

La toma de decisiones para conservación puede ser alcanzada utilizando TDE para resolver problemas sobre recursos naturales. En este capítulo, utilizaremos esta herramienta para integrar la conservación de la biodiversidad, focalizando en las aves, con valores y necesidades de los propietarios de tierras, con el fin de evaluar las ventajas y desventajas entre la agricultura, la sostenibilidad ambiental y económica, y el bienestar social de los pequeños y medianos productores. Este estudio está motivado por la necesidad de desarrollar sistemas de manejo agrícola que promueven la agricultura sostenible, compatible con la conservación de la biodiversidad y los estilos de vida de los productores rurales. También ponemos énfasis en los componentes de la biodiversidad que brindan servicios ecosistémicos, añadiendo un enlace fundamental entre la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad.

Contexto de decisión

El área de interés de este estudio consiste en un paisaje agrícola dominado por cultivos anuales y las tierras dedicadas al pastoreo en la región centro-norte del departamento de Paraná, provincia de Entre Ríos, Argentina. Originalmente, esta área consistía en bosque de Espinal, también conocido como “Selva de Montiel”; dominado por *Prosopis affinis*, *Acacia caven*, *Geoffroea decorticans*, *Celtis tala* y *Schinus longifolia* (Cabrera 1971, Burkart et al. 1999). Aunque hay zonas con buen grado de conservación, la expansión de la agricultura está degradando rápidamente al bosque nativo, que en algunos sectores está dominado por *A. caven* (Sabattini et al. 2002). La agricultura es la principal actividad productiva en la zona, seguida por la ganadería (Zaccagnini et al. 2008, inédito). El principal cultivo en el departamento de Paraná es la soja, con 184.500 hectáreas sembradas en 2010/11, lo que representa el 37% de la superficie del departamento, seguido por el trigo (10%) y maíz (4,5%) (Ministerio de Agricultura 2012).

La mayoría de los agricultores de la zona han trabajado allí desde que tenían 10-20 años de edad, y viven en comunidades rurales, o ciudades cercanas (Zaccagnini et al. 2008, inédito). Según Zaccagnini et al. (2008, inédito), que llevaron a cabo entrevistas de 40 productores en la zona, sólo el 58% completó el nivel primario, 33% secundario y el 3% universitario. La mayoría

de los entrevistados (80%) piensa que las actividades agrícolas generan riesgos para las personas y el ambiente, y esos riesgos están asociados con el uso inadecuado de productos agroquímicos. La mayoría de los agricultores piensan que la contaminación podría afectar su estilo de vida rural en el futuro. Por otra parte, muchos productores en la zona, reconocen el valor de la biodiversidad, especialmente las aves insectívoras; en general, creen que organismos como aves rapaces e insectívoras, las ranas y los sapos, serpientes y algunos insectos, son necesarios para el ecosistema.

Métodos

Formulación de objetivos

Hemos basado la formulación de objetivos en nuestra opinión de expertos y el conocimiento de las necesidades y opiniones de los productores en la zona de estudio; también hemos utilizado la información recolectada en 40 entrevistas realizadas en el departamento Paraná, en las ciudades de María Grande, Aldea Santa María, Cerrito y Crespo, revelando información económico, social, ecológico-ambiental de los productores (Zaccagnini et al. 2008, inédito).

Hemos identificado el *objetivo fundamental* de nuestro estudio como el alcanzar una agricultura sostenible compatible con la conservación de la biodiversidad. Para lograr este objetivo fundamental, descompusimos en objetivos fundamentales de menor nivel (Clemen and Reilly 2001), delineando tres de estos objetivos: (1) maximizar la presencia de aves insectívoras en el paisaje, (2) maximizar el bienestar de los productores, (3) minimizar el costo de las acciones de manejo.

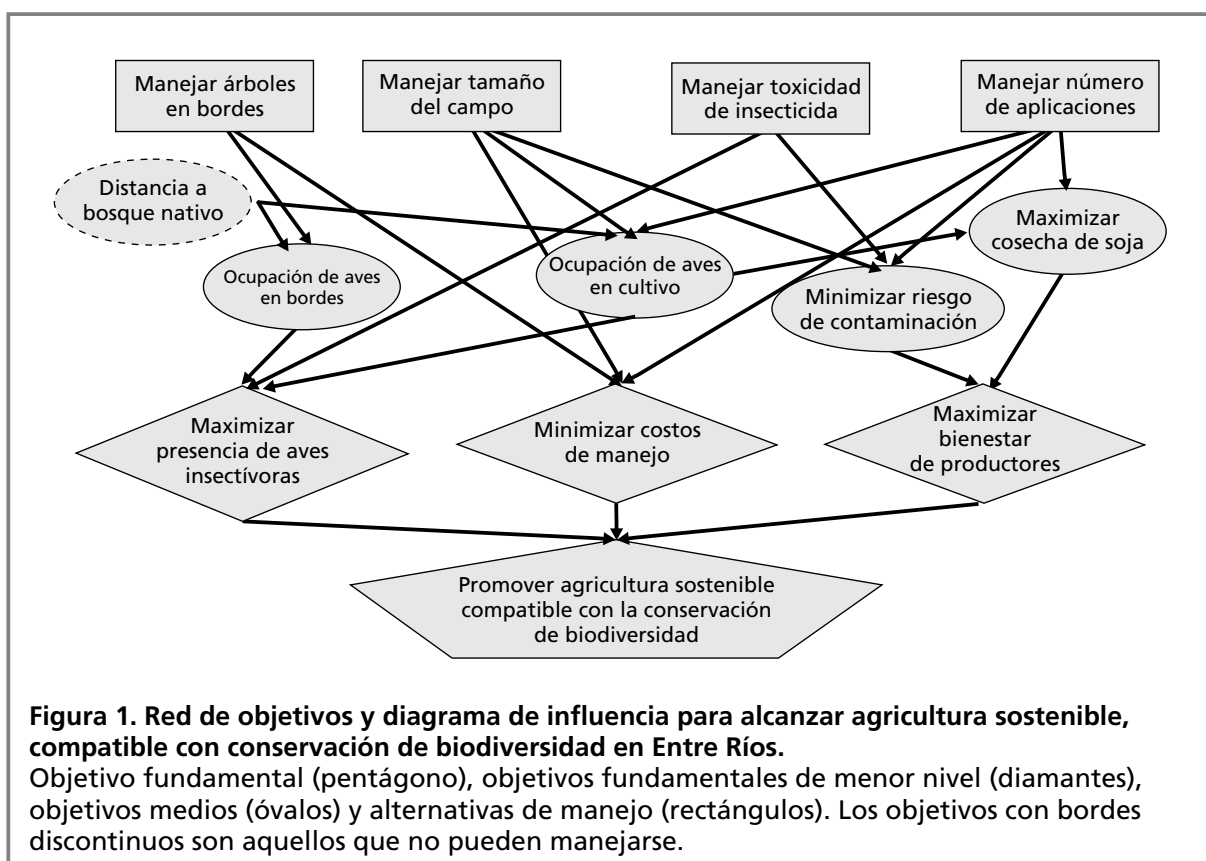
Las aves son buenos indicadores ecológicos, ya que son fáciles de monitorear y cuantificar, son sensibles a los cambios, entre otras características (Gregory et al. 2003). Las aves insectívoras en particular, son buenas indicadoras de hábitat y de disponibilidad de recursos; además, teniendo en cuenta los distintos gremios con requerimientos de hábitat específicos, se pueden evaluar patrones distintos (Niemi et al. 1997). También decidimos centrarnos en este grupo funcional, ya que ofrecen un servicio ecosistémico valioso en paisajes agrícolas, y son valorados por los productores agropecuarios. El consumo de insectos plaga por aves ha sido documentado, pero su valor económico no se ha cuantificado con éxito en la mayoría de los casos (Tremblay et al. 2001, Whelan et al. 2008, Philpott et al. 2009); sólo en algunos estudios en granjas orgánicas y las plantaciones de café (Jones et al. 2005, Kellermann et al. 2008).

Incorporamos el bienestar de los agricultores como otro objetivo fundamental para lograr una agricultura sostenible, ya que, en esta área, no existen incentivos o regulaciones gubernamentales que promueven la conservación de hábitats nativos para biodiversidad y servicios ecosistémicos. Existen incentivos para aplicar medidas de conservación del suelo para evitar la erosión (Ley Provincial N. 8318). Por lo tanto, para convencer a los productores que implementen prácticas de manejo que promueven la agricultura sostenible, debemos maximizar su satisfacción. La reducción al mínimo de los costos de medidas de manejo es esencial para promover la agricultura sostenible en la zona, debido a la falta de incentivos monetarios que hace que la aplicación de cualquier medida sea decisión de cada agricultor.

Hemos construido una red de objetivos como un paso necesario para identificar la jerarquía de objetivos. Este proceso nos permitió determinar las formas de alcanzar los objetivos fundamentales, a través de los objetivos medios (Figura 1). Para definir los *objetivos medios*, nos preguntamos “¿Cómo puedo lograr esto?”. En primer lugar, hemos reducido el contexto de este problema de decisión a la producción del cultivo de soja, ya que es el principal cultivo de la zona. Por lo tanto, para maximizar la presencia de aves insectívoras, queremos maximizar la ocupación de aves en los campos de soja y sus bordes. En segundo lugar, para lograr el bienestar centrado en el manejo de cultivo de soja, pensamos en maximizar el rendimiento de la soja como un objetivo medio. Otro objetivo medio es el control de la contaminación, ya que muchos de los agricultores llevan un estilo de vida rural, o viven en ciudades cerca del campo. La contaminación es una externalidad que podría afectar rendimientos de los agricultores en el largo plazo, al afectar la fertilidad del suelo, los residuos en los alimentos, el agua y la salud, sino que también puede contribuir a la pérdida de biodiversidad afectando ingresos en el futuro (Jergentz et al. 2004, 2005, Arregui et al. 2010).

Encuestas y manejo agrícola

Para entender cómo los agricultores toman decisiones de manejo y que cambios estarían dispuestos a aceptar, se realizaron encuestas ($n = 24$) en Cerrito, El Pingo, María Grande y Palenque en Entre Ríos, en julio de 2011. También se recopiló información sobre el uso de plaguicidas en el cultivo de soja, en los mismos campos que se llevaron a cabo muestreos de aves, registrando fechas de aplicación, productos y dosis utilizadas.



Dado que las encuestas fueron realizadas a modo exploratorio, se contó con una muestra conveniente y aleatoria de los contactos realizados en el pasado, los realizados por la Agencia de Extensión local del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), y por la Federación Agraria local (Federación Agraria). Orientamos las preguntas para captar sus antecedentes, cómo son tomadas las decisiones sobre aplicaciones de agroquímicos, y su comprensión sobre los servicios ecosistémicos. Luego, hicimos preguntas que involucran su predisposición a aceptar decisiones de manejo alternativas con respecto a las aplicaciones de plaguicidas, y manejo de bordes mediante la plantación de diferentes números de árboles nativos. Por último, se utilizó un enfoque de preferencias declaradas (Capítulo 5, este libro) para capturar su disposición a pagar por la plantación de árboles nativos para lograr la conservación de las aves.

Decisiones

Construimos un diagrama de influencia delineando las variables claves que consideramos tienen efecto en los objetivos medios y fundamentales, e identificar las posibles decisiones (Figura 1) (Clemen and Reilly 2001). Abordamos alternativas de manejo a escala de campo como decisiones alternativas en este estudio para maximizar la ocupación de las aves y el bienestar de los agricultores, y reducir al mínimo los costos. La ocupación de aves en bordes de soja podría estar afectada por el número de árboles nativos y la distancia al bosque (ver sección ocupación de aves) y las aves en el centro de los lotes podría estar afectada por las aplicaciones de insecticidas, el tamaño de campo y distancia a bosque (Best et al. 1990, Boutin et al. 1999, Jones et al. 2005, Taylor et al. 2006, Di Giacomo and de Casenave 2010). La contaminación puede depender del tamaño del campo, las aplicaciones de insecticidas y su toxicidad, y el rendimiento de soja puede estar sujeto a las aplicaciones de insecticidas y aves en el cultivo.

Generamos un conjunto de 12 decisiones mediante la combinación de todas las alternativas de manejo (Tabla 1). En primer lugar, sugerimos dejar una banda con vegetación espontánea en el centro de cultivo, que podría proporcionar hábitat para algunas aves y aumentar la proporción de borde con respecto al área de los campos de soja. Esto también podría ser una terraza, práctica comúnmente utilizada en Entre Ríos para evitar la erosión del suelo de la escorrentía de agua. Se ha demostrado que las terrazas vegetadas colaboran en aumentar la diversidad de aves de algunas especies, así como la riqueza de artrópodos (Goijman and Zaccagnini 2008, Weyland and Zaccagnini 2008, Solari and Zaccagnini 2009). Un aumento en la disponibilidad de borde y la disminución del tamaño también podría aumentar la ocupación de aves por hectárea de soja y favorecer a especies que se alimentan más cerca de los bordes y a las especies de pastizal (Best et al. 1990, Puckett et al. 2009, Di Giacomo and de Casenave 2010). A pesar de la gran cantidad de estudios de aves en hábitats lineales en los paisajes agrícolas (Goijman and Zaccagnini 2008, Puckett et al. 2009, Solari and Zaccagnini 2009, Di Giacomo and de Casenave 2010, Blank et al. 2011), hay acuerdo en que no hay un solo tipo de borde adecuado para todas las especies de aves respecto a la estructura y composición de vegetación y el ancho (Hinsley and Bellamy 2000, Vickery et al. 2009). Por ejemplo, un programa dentro del Departamento de Agricultura, el programa de Conservación Continua de Reservas (CCRP), fue diseñado para incentivar la

Tabla 1. Alternativas de decisión para alcanzar máxima ocupación de aves y bienestar de productores locales, minimizando costos en Entre Ríos, Argentina. Las alternativas son una combinación de implementar una franja de vegetación en el lote, aplicaciones de insecticidas y cómo manejar los árboles nativos en los bordes de los campos de cultivo. Ver texto para más detalles.

Decisión	Franja de vegetación	Bordes/Árboles	Insecticidas
1	Si	Dejar	Reducir
2	Si	Plantar	Reducir
3	Si	Mantener	Reducir
4	No	Dejar	Reducir
5	No	Plantar	Reducir
6	No	Mantener	Reducir
7	Si	Dejar	Igual
8	Si	Plantar	Igual
9	Si	Mantener	Igual
10*	No	Dejar	Igual
11	No	Plantar	Igual
12	No	Mantener	Igual

(*) Indica la alternativa de "no hacer nada".

sustitución un área buffer de herbáceas en lugar de márgenes cultivados para promover el hábitat para aves, y se encontró que buffers con un mínimo de 9 metros de ancho podrían ser utilizados sin comprometer los objetivos de producción de soja (Stamps et al. 2008). Otros estudios demostraron que la altura y estructura de la vegetación son fundamentales para el uso por parte de las aves respecto de los bordes angostos (Harvey et al. 2005). El ancho es crítico en bordes con estructura de la vegetación menos compleja, y el mínimo evaluado en algunos estudios es de 9-10 metros (Stamps et al. 2008, Blank et al. 2011). Sugerimos que la franja de vegetación en nuestro estudio sea de 9 metros, en beneficio de las aves sin comprometer la productividad de la soja (Stamps et al. 2008).

El manejo de árboles nativos en bordes es otro componente de decisión, consiste en tres niveles: plantar árboles, mantener sólo los árboles pre-establecidos, o dejar los bordes sin manejo. Las especies arbóreas más comunes en los bordes de los campos de soja, también característicos de los bosques Espinal en esta región de Entre Ríos, son *Acacia caven*, *Prosopis affinis*, *Celtis tala*, *Lithraea sp.*, y *Schinus areira* (Cabrera 1971). *A. caven* es abundante y por esa razón a los agricultores no les gusta (obs. Pers.), y debido a su falta de valor económico (Sabattini et al. 2002). *P. affinis*, y *Prosopis nigra*, son nativos y aceptados, con un valor económico potencial, por la tonato sugerimos estas especies para la siembra (Burkart 1976, Sabattini et al. 2002). Hay evidencias que las plantas 2-3 meses de edad de *Prosopis sp.* trasplantados en el comienzo del otoño, en el Espinal, tuvieron una supervivencia de 70-80% en parcelas protegidas de predadores y sin riego artificial (Catalan et al. 1994). En otro estudio, *P. affinis* evidenció 50% de supervivencia a los 6 años, cuando las plántulas se plantaron plantas de 5 meses (Arredondo et al. 1998). Decidimos que seis árboles por cada 100 m de borde es un número razonable de árboles para plantar (PLANTAR). Teniendo en cuenta la una tasa de supervivencia de 50%, en 500 m de borde (promedio en el área de estudio) habrá 15 árboles por borde a un tiempo. Veremos más

adelante que la mayoría de los agricultores acordaron que nos permitirían plantar árboles de 10-15 en una frontera, y este número de árboles es también favorable para las aves (Goijman 2014). El segundo nivel de manejo de bordes es mantener (MANTENER) los árboles que ya están establecidos, pero eliminar nuevas plántulas, lo cual es común porque muchas veces los herbicidas se aplican en los bordes. En el último nivel sugerimos dejar los bordes sin manejo, lo cual implica la no aplicación de herbicidas y permitir nuevas plántulas establecerse de forma natural. Podemos predecir que al dejar los bordes sin manejo (DEJAR), implicará el establecimiento principalmente de *A. caven*, que es la especie de arbórea más común en bordes, y es una rápida colonizadora con alta tasa de supervivencia (Arredondo et al. 1998). No tenemos información sobre el número de árboles nuevos que de establecerían y sobrevivirían a la siguiente etapa, por lo que asumimos que habrá un árbol más por árbol pre-establecido.

La última alternativa consiste en regular cuántos y cuáles insecticidas se aplican para controlar plagas en soja. Sugerimos a los agricultores aplicar insecticidas un máximo de dos veces, y también utilizar aquellos insecticidas de baja toxicidad para los seres humanos y aves (RINS) (Bohmont 2007, Arregui et al. 2010). Dos aplicaciones es el promedio utilizado, según las encuestas y en los campos de estudio durante el período de muestreo de aves ($n = 33$). La mayoría de las aplicaciones en este área son para el control de la oruga de las leguminosas, chinches, y un porcentaje menor para otras plagas como trips o barrenadores (Saluso et al. 2007). Los controles para la oruga de las leguminosas se realizan antes de la floración, y después para las chinches. Por lo tanto, si el correcto monitoreo de umbral es llevado a cabo, dos aplicaciones podrían ser suficientes para controlar las plagas. También es esencial el uso de insecticidas de baja toxicidad para las aves, ya que la conservación de aves es uno de los objetivos. Además, los riesgos de mortalidad o toxicidad aguda en aves podrían significar amenazas también para los mamíferos. Se calculó el riesgo de mortalidad aguda para las aves expuestas a los insecticidas utilizados en nuestra área de estudio (Goijman 2014), y se encontró que casi la mitad de las aplicaciones de insecticidas fueron altamente tóxicas para las aves (Tabla 2) (Mineau 2002, Bernardos et al. 2007).

Tabla 2. Insecticidas aplicados en campos de soja en el departamento Paraná, Entre Ríos, en las campañas 2007/08 y 08/09. Indicamos los nombres comunes y niveles de toxicidad de acuerdo a la Agencia de Protección Ambiental, EEUU (EPA) (I: más tóxico; II: moderado; III: poco tóxico). También estimamos el riesgo de mortandad aguda para aves, y el porcentaje de uso basado en el total número de aplicaciones.

Nombre común	Riesgo (*)	%
<i>Alto riesgo para aves</i>	0,840	47,37
Endosulfan (I)	0,939	28,95
Clorpirifos (II)	0,992	7,89
Deltametrina + endosulfan (II)	0,994	7,89
Fenitrotion (II)	0,434	2,63
<i>Baja toxicidad para aves</i>	0,043	52,63
Bifentrina (II)	0,004	7,89
Tiametoxam + lambda-cialotrina (II)	0,126	5,26
Gamma-cialotrina (II)	-	2,63
Cipermetrina (III)	0,020	28,95
Lambda-cialotrina (III)	0,023	7,89

(*) Riesgo de mortandad aguda para aves calculado con la "Calculadora de riesgo ecotoxicológica para aves" (Bernardos et al. 2007)

Las entrevistas con los productores locales nos dieron una idea de cuáles son las alternativas de manejo que estarían dispuestos a aceptar o negociar. Decidimos incorporar flexibilidad en la búsqueda de decisiones alternativas óptimas agregando opciones en cuanto a al porcentaje de bordes a manejar, y también cuál sería el porcentaje que los agricultores pagarían para plantar árboles nativos.

Aves

Utilizamos estimaciones de ocupación de aves para parametrizar nuestra red de decisiones (Goijman 2014). Consideramos cuatro gremios de aves insectívoras, que podrían preñar sobre insectos plagas, aunque no hay mucha información sobre el consumo de gran cantidad de especies de plagas de soja por parte de aves en Argentina. Cada gremio posee diferentes preferencias de hábitat y comportamiento, permitiendo la representación de un espectro más amplio de grupos ecológicos en la evaluación de alternativas de manejo para la conservación de la biodiversidad. Los gremios son: insectívoros de vuelo elástico, representados por Tyrannidae, y forrajeras aéreas, representadas por Hirundinidae (Remsen y Scott 1990). Además, insectívoras de espiguelo e insectívoros terrestres, que prefieren los bordes, y están representadas por una variedad de especies (Goijman 2014).

Incorporamos los modelos de ocupación de aves con sus respectivos pesos, teniendo en cuenta de esta manera la incertidumbre estructural (Williams et al. 2002, Conroy et al. 2008). En el interior de los lotes de soja consideramos modelos con covariables que afectan a las aves: nulo, distancia al parche de monte, floración, tamaño del lote, aplicaciones de insecticidas. En el borde: número de árboles nativos, distancia al parche de monte.

Agrupamos las estimaciones de ocupación en bordes y centro, y los combinamos junto a los efectos de la toxicidad de insecticidas utilizados en soja. Consideramos que la ocupación de aves en bordes es más valiosa para la conservación que en el centro de los campos, asignándoles un doble valor en bordes ($x = 2$) en comparación con centro ($x = 1$). Se consideró el riesgo de mortalidad aguda para las aves por los insecticidas (Tabla 2) multiplicando “aves” por la probabilidad media de supervivencia, calculada utilizando la “Calculadora de riesgo ecotoxicológica para aves” (Bernardos et al. 2007) (Tabla 2). Por ejemplo:

$$\text{Aves (centro=si; borde=si; toxicidad = alta)} = (1+2) \times (1-0.84) \quad (\text{ecuación 1})$$

Costo

Cada decisión alternativa tiene un costo asociado, combinando el manejo de bordes, la implementación de una franja de vegetación, y la reducción de las cantidades de insecticidas. El costo varía de acuerdo con el porcentaje de borde a manejar, y el porcentaje a pagar por la plantación de árboles nativos. Estimamos el costo de manejo de borde teniendo en cuenta el largo de borde, suponiendo 2 m de ancho, y las alternativas de “dejar”, “mantener” o “plantar” árboles. Dejando los bordes sin manejo no tiene ningún costo asociado. Dejar sólo los árboles pre-establecidos tiene el costo de aplicación de herbicidas en bordes. La dosis media de herbicida es de 2 l / ha

(este estudio), y asumimos un costo máximo de u\$s 10/litro. El costo de plantar árboles depende de los porcentajes a pagar, y el borde a manejar. También está sujeto a la cantidad de árboles en el estado inicial, el costo de los nuevos, y la longitud de borde. Se estimó a partir de la opinión de expertos y búsquedas en internet, que el costo de plantar un árbol sería de aproximadamente u\$s 4 por árbol.

El costo de plantar una franja de vegetación se asumió como la pérdida monetaria en el rendimiento de soja por hectárea en el área dedicada al nuevo hábitat. El margen bruto por hectárea en Entre Ríos en 2011 fue de u\$s 385 y u\$s 655 aproximadamente arrendando la tierra y siendo dueños respectivamente (Rodríguez et al. 2011). Finalmente, el costo de las aplicaciones de insecticidas se calculó como un promedio de los precios de insecticidas diferentes por hectárea (u\$s 3,15), y multiplicando el resultado por el tamaño del campo. La decisión de reducir el insecticida fue fijada en dos aplicaciones, de lo contrario, las aplicaciones fueron igual al número inicial antes de aplicar cualquier acción.

Bienestar

Los elementos principales para maximizar el bienestar de los agricultores fueron considerados como el control de la contaminación y la maximización del rendimiento de la soja. Hay muchas variables a tener en cuenta para cuantificar la contaminación por insecticidas: producto, dosis, número de aplicaciones, los efectos sobre los suelos, el agua y la biodiversidad, y cómo afectan ingresos a largo plazo (Wilson and Tisdell 2001, Jergentz et al. 2005, Arregui et al. 2010). Decidimos en este caso, que la mejor manera de cuantificar la contaminación era considerar la toxicidad a las dosis utilizadas, el número de aplicaciones, y el tamaño de los campos. Consideramos la toxicidad como el riesgo de mortalidad aguda para las aves (bajo o alto) (Tabla 2), y tomamos el amplio supuesto que los insecticidas de baja toxicidad para las aves contribuyen a la contaminación en un 50%, y 100% para los altamente tóxicos. Asumimos una relación lineal del número de aplicaciones de insecticidas, el tamaño de los campos, y la cantidad de residuos en el ambiente.

El rendimiento de la soja es afectado por el número de aplicaciones de insecticidas, y que podría verse afectada por la ocupación de aves en el interior del campo. La evidencia sugiere que la cosecha de soja no es (o poco) afectado por los bordes vegetados, al contrario de lo suponen los productores (Stamps et al. 2008). Medimos la cosecha kg ha^{-1} , suponiendo que no hay efecto del tamaño del campo en la cosecha por hectárea. En un estudio experimental en campos pequeños, encontraron que el rendimiento bruto por hectárea en parcelas de soja con tres aplicaciones de insecticidas fue tres veces mayor que los que no aplicaron (Tung and Fernandez 2007). Otro estudio, en condiciones similares a las nuestras, comparó los rendimientos bajo control y una aplicación de insecticida (lambdacialotrina) y fungicida, mostrando un incremento del 8% en el rendimiento de la cosecha cuando se aplicó insecticida (Henry et al. 2011). El rendimiento de la soja en Entre Ríos es de 2300 kg ha^{-1} (Rodríguez de Rodríguez and Cancio 2011), asumiendo un promedio de 2,5 pulverizaciones en la región, y una relación lineal, construimos la siguiente ecuación:

$$\text{Rendimiento} = 1840 + \text{Ins} \times 184 \quad (\text{ecuación 2})$$

Hay algunas evidencias acerca de la predación de aves sobre insectos plaga en los huertas y plantaciones de café (Jones et al. 2005, Kellermann et al. 2008). Sin embargo, no hay evidencia sobre el impacto económico que podría tener en la soja. Entonces, a modo de ilustración, consideramos que las aves podrían beneficiar el rendimiento de la soja en un 1%.

Re-evaluamos “rendimiento” y “contaminación” por medio de valoración proporcional (ecuación 6), y los pesos asignados a la importancia que cada elemento tiene para los productores. Utilizamos la información de las encuestas para captar cuanto los agricultores valoran y consideran los efectos de la contaminación en el ambiente. Sólo el 4% consideran que la contaminación es una amenaza para su futuro como productores, sin embargo, el 65% de aquellos que tienen un estilo de vida rural (63%) piensa que la contaminación podría afectar a su estilo de vida en el futuro. En general, el 47% piensa que mal uso de pesticidas, fungicidas y la contaminación en general, son una amenaza para las personas y el medio ambiente. Estimamos la importancia de la contaminación como un promedio ponderado, y lo incorporamos en el nodo de “bienestar”:

$$0.63 \times 0.65 + (1-0.63) \times 0.47 = 0.58 \quad (\text{ecuación 3})$$

$$\text{Bienestar}_i = \text{polución} (x_i) \times 0.58 + \text{rendimiento} (x_i) \times (1 - 0.58) \quad (\text{ecuación 4})$$

Decisiones óptimas

Parametrizamos los varios componentes y modelamos sus relaciones utilizando redes probabilísticas, o redes Bayesianas (por ejemplo, Conroy et al. 2008). Para los cálculos utilizamos Netica (www.norsys.com), que proporciona una conveniente representación gráfica de los problemas de decisión y también permite fácilmente la actualización bayesiana.

Construimos la función de utilidad combinando la información de cada objetivo fundamental en una ecuación lineal: conservación de las aves, bienestar y costo de las alternativas de manejo. Para calcular el valor esperado de cada decisión, Netica proporciona los cálculos de los valores ponderados por la incertidumbre:

$$E(\text{valor}_i) = \sum_x \text{valor}_i (x) \times \text{probabilidad}_i (x) \quad (\text{ecuación 5})$$

donde i son las distintas alternativas de decisión y x representa el resultado en el nodo de utilidad. Por lo tanto, el valor esperado de una decisión es la suma de las probabilidades de los resultados bajo esa decisión, multiplicado por el valor de la utilidad de cada resultado bajo esa decisión.

En nuestro ejemplo, cada uno de los objetivos (aves, bienestar y costo) tienen diferentes unidades, así que usamos una valoración proporcional para eliminar unidades (Clemen and Reilly 2001). Para cada atributo, podemos calcular una utilidad individual como:

$$U(x_i) = \frac{[x_i - \text{peor}(x_i)]}{(\text{mejor}(x_i) - \text{peor}(x_i))} \quad (\text{ecuación 6})$$

donde x_i es la medida en la escala original del atributo; $peor(x_i)$ y $mejor(x_i)$ y son los valores mínimos y más deseados del atributo.

Para asignar las probabilidades o pesos de cada componente en la función de utilidad (costo, bienestar y aves), usamos la asignación de valores indiferente (Hammond et al. 1999). Este enfoque consiste en preguntar “¿cuánto estoy dispuesto a renunciar a un valor de utilidad para lograr una ganancia particular sobre otro?”. En este ejemplo, le preguntamos a profesionales cuánta pérdida de aves estarían dispuestos a aceptar para reducir los costos en 0,1 y aumentar bienestar en esa misma cantidad.

También asignamos pesos aleatorios (la suma de todos los pesos es 1) a cada uno de los componentes de la función de utilidad como un ejercicio para evaluar la influencia del costo, aves y bienestar sobre la selección de la decisión óptima y sus valores esperados. Simulamos 50 combinaciones bajo dos escenarios: los agricultores que pagan 0% y 100% para la plantación de árboles y el manejo del 50% de los bordes.

Análisis de sensibilidad e incertidumbre

Un paso crítico en la toma de decisiones es el evaluar la sensibilidad de los resultados del modelo y las decisiones a la variación en los parámetros (Clemen and Reilly 2001, Conroy and Peterson 2013). Llevamos a cabo un análisis de sensibilidad de una vía para identificar las variables que importan para alcanzar los objetivos fundamentales, e identificar incertidumbres clave para el futuro seguimiento del sistema y actualización a través de MAR. Evaluamos cómo las probabilidades de obtener altos niveles de bienestar, alta conservación de aves y costos mínimos varían con valores máximos y mínimos de los diferentes componentes del modelo de decisión. Construimos diagramas de tornado, que son una forma práctica de evaluar la sensibilidad de los objetivos fundamentales a variaciones de diferentes variables (Clemen and Reilly 2001). Los diagramas de tornado permiten comparar varias variables a la vez, y representar la medida en que la probabilidad de obtener los resultados deseados son sensibles a la variación entre los valores altos y bajos de cada elemento.

Incorporamos incertidumbre al modelo (estructural) utilizando varios modelos de ocupación de aves con sus respectivos pesos, e ilustramos cómo reducir la incertidumbre a través del proceso de actualización usando el teorema de Bayes. Usamos un ejemplo hipotético, para futura referencia. Podemos usar el teorema de Bayes para actualizar los pesos posteriores de cada modelo de ocupación en la red de decisión de la siguiente forma:

$$p(m_i | x) = \frac{p(x | m_i) \times p(m_i)}{(\sum_i p(x | m_i) \times p(m_i))} \quad (\text{Ecuación 7})$$

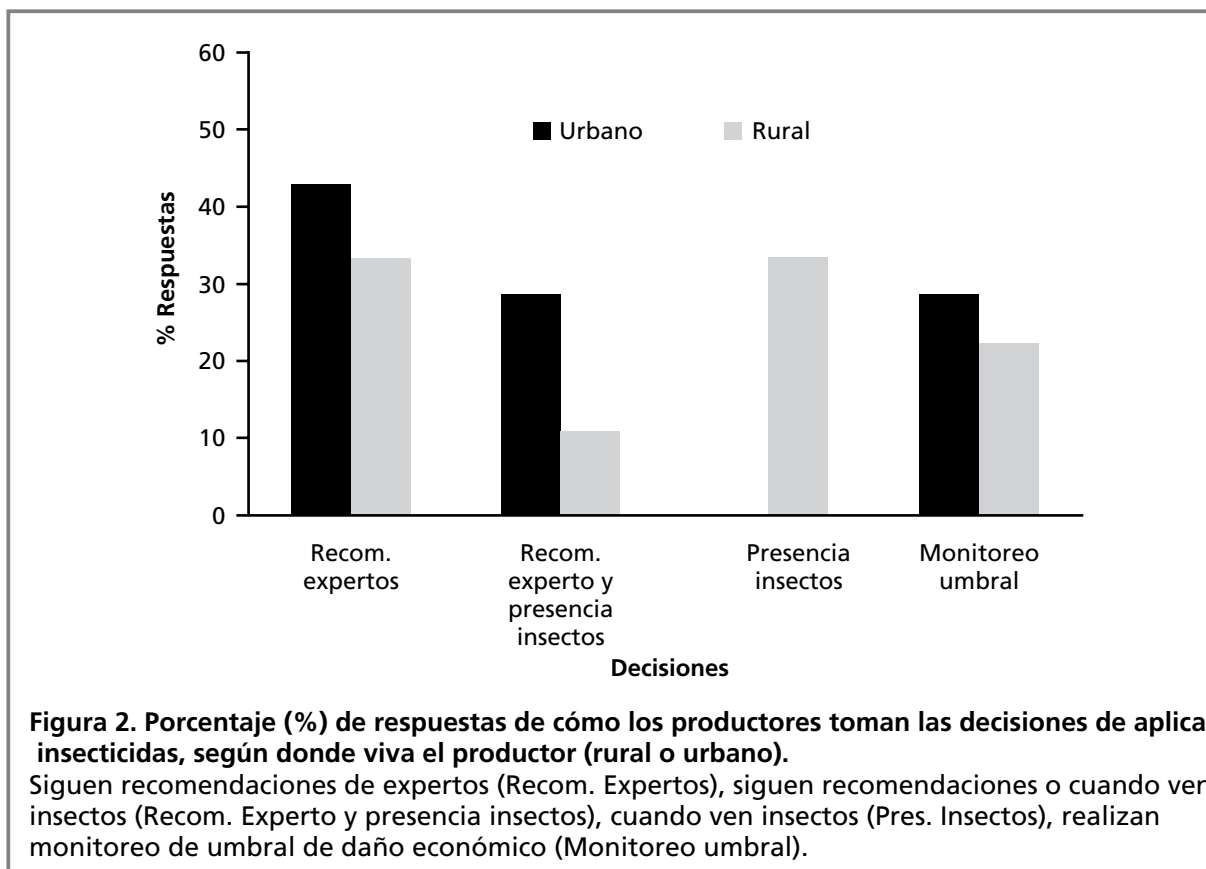
$p(m_i | x)$ es la probabilidad posterior del “modelo _{i} ” (peso del modelo), donde $i = 1$ a 5 son modelos en el case de los bordes. “ x ” son los datos para estimar ocupación y $p(x | m_i)$ es la verosimilitud de datos nuevos colectados bajo el modelo _{i} . Por último, $p(m_i)$ es el peso previo del modelo i . A través de este proceso de actualización, no se requiere la re-parametrización de toda la red, es suficiente con incorporar los nuevos pesos de los modelos para reducir la incertidumbre.

Recomendamos considerar un intervalo de tiempo de tres años para actualizar este proceso. Ese es el mínimo tiempo necesario para que la nueva plántula se convierta árbol joven, incluso si necesitan más tiempo para llegar a la plena madurez (Burkart 1976, Ortiz Silva 1990).

Resultados

Encuestas

Entrevistamos a 15 productores que viven en las zonas urbanas y 9 en las zonas rurales en 2011. El cultivo de soja representó el 65% de sus tierras, y en promedio cultivaron 455 hectáreas de en el verano de 2010-2011. Alrededor del 40% basan las decisiones sobre la aplicación de herbicidas únicamente siguiendo el consejo de expertos, y este porcentaje aumenta cuando se toman decisiones de aplicaciones de insecticidas (Figura 2). Al aplicar herbicidas, 30% de los agricultores que viven en zonas rurales reportaron realizar aplicaciones cuando ven algunos insectos, sin llevar a cabo un monitoreo de umbral. Entre el 20-30% de los productores realizan el monitoreo de umbral de plagas antes de aplicar insecticidas, sin embargo, sólo el 8% son ingenieros agrónomos. Encontramos que los propietarios aplican herbicidas $2,5 \pm 0,6$ veces y $2 \pm 0,7$ veces insecticidas, por ciclo de soja. La mayoría de los agricultores reconoció que algunos insectos son controladores de plagas, sin embargo, tres de los 24 entrevistados no sabían que algunas aves se alimentan de insectos, representando una fuente potencial de control de plagas. Todos los entrevistados estuvieron de acuerdo con la afirmación de que los bosques nativos podrían funcionar como hábitat para la diversidad de aves nativas.



Más del 90% de los entrevistados dijeron que dejarían que alguien plante entre 10-20 árboles nativos en el borde del campo, siempre y cuando no haya ningún costo asociado. El porcentaje disminuyó a 60% cuando se les preguntó si aceptarían 20-30 árboles. La mayoría aceptó conservar los árboles que ya tienen en sus bordes. Menos del 30% de los productores que viven en las zonas urbanas están dispuestos a pagar la mitad del precio de la plantación de árboles en bordes; la mayoría en zonas rurales accedió a pagar la mitad del precio en función de las especies y el costos, algunos ofrecieron sólo el trabajo de plantar y cuidar los árboles. No tuvimos éxito en la asignación de un valor monetario bajo el método de valuación de preferencia declarada, porque los entrevistados no estaban seguros de los valores monetarios que pagarían por plantar árboles para la conservación de aves.

Decisiones óptimas

Asignación de valores indiferente. Bajo este enfoque, los pesos del modelo en la función de utilidad fueron asignados teniendo en cuenta que la indiferencia a perder 0,18 en el valor de las aves (en una escala de 0-1) con el fin de reducir el costo o aumentar el bienestar en 0,1. Los pesos resultantes en la función de utilidad son:

$$Utilidad (Aves, Costo, Bienestar) = 0.217 \times U(aves_i) + 0.391 \times U(costos_j) + 0.392 \times U(bienestar_k)$$

Al considerar probabilidades uniformes en el porcentaje que se paga por la plantación de árboles, y en el porcentaje de borde a manejar, la mejor alternativa de decisión es reducir las apli-

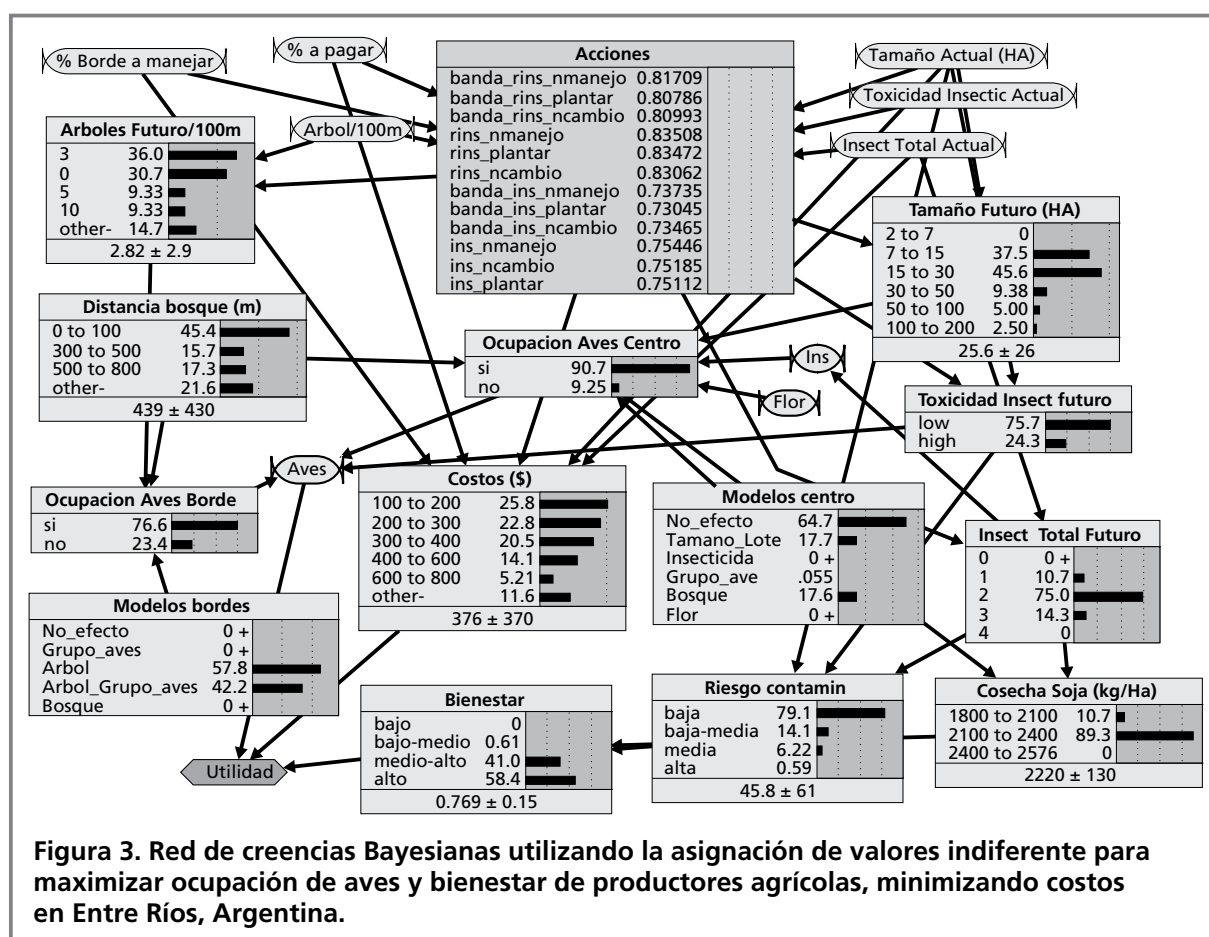
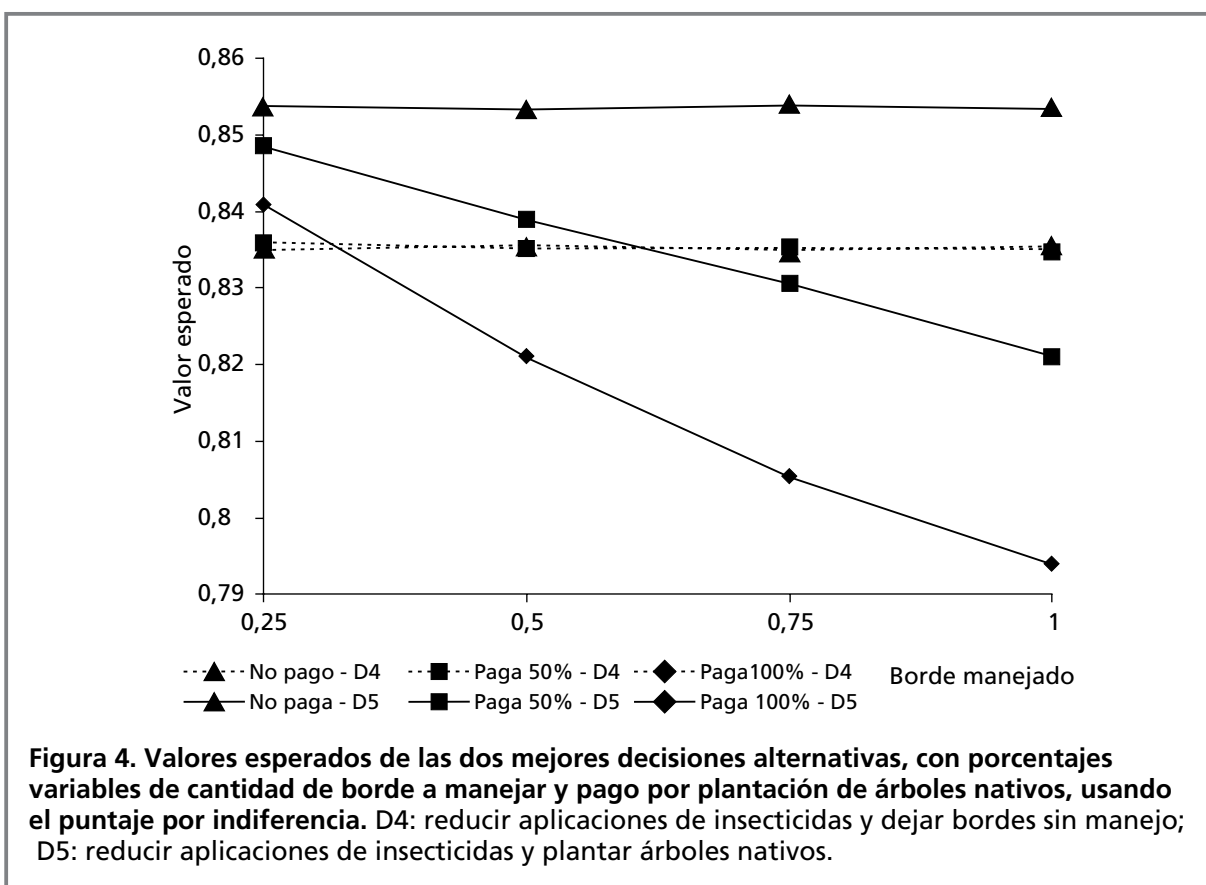
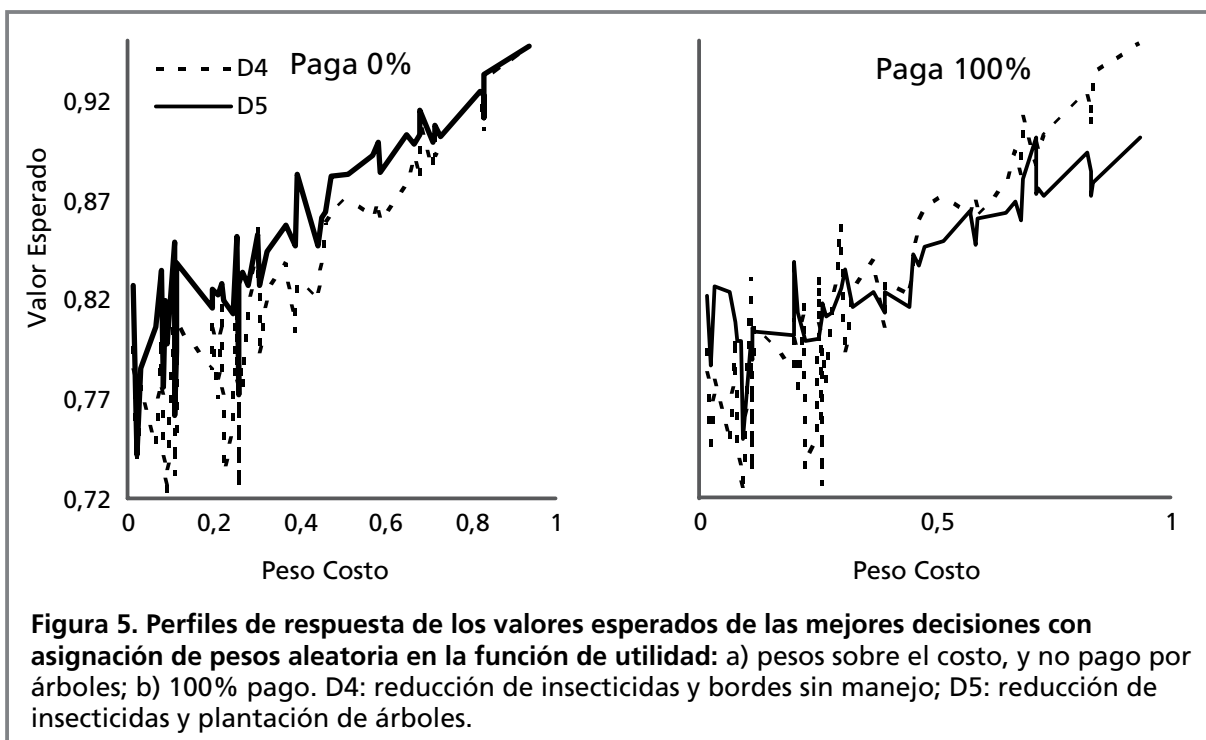


Figura 3. Red de creencias Bayesianas utilizando la asignación de valores indiferente para maximizar ocupación de aves y bienestar de productores agrícolas, minimizando costos en Entre Ríos, Argentina.



caciones de insecticidas y dejar los bordes sin manejo (D4), seguida de cerca por la decisión de reducir los insecticidas pero plantar árboles (D5) (Figura 3). Cuando no hay costos asociados a los agricultores para plantar árboles, independientemente del porcentaje de borde a manejar, la óptima es D5 (Figura 4). Sin embargo, si los productores pagasen el 50% de los árboles plantados y manejasen más del 50% del borde D4 es la mejor alternativa. Esta decisión también es mejor cuando los propietarios deben pagar 100% del costo de la plantación de árboles, excepto si sólo se maneja el 25% del borde.

Pesos aleatorios. Al asignar pesos aleatorios ($n = 50$) a los costos, la conservación de aves y el bienestar en la función de utilidad, pudimos evaluar bajo distintos escenarios, la influencia de cada objetivo fundamental sobre los valores esperados de las decisiones. También nos permitió evaluar cuál fue la decisión óptima para lograr una agricultura sostenible compatible con la conservación de la biodiversidad. Encontramos que el peso asignado a los costos fue la variable más influyente, evidenciando una relación creciente con el valor esperado de las decisiones (Figura 5 a-b). En general, la mejor decisión fue plantar árboles y reducir las aplicaciones de insecticidas (D5), seguido de dejar bordes sin manejo y reducir los insecticidas (D4). Cuando fijamos el porcentaje a pagar en cero la decisión óptima fue D5, el 78% de las veces, y 2% para D4. Sin embargo, D5 fue elegido el 36% de las ocasiones en las que el pago se fija en 100% y 50% D4. Con pesos superiores a 0,3, la mejor decisión es D4 (100% pago; Fig. 5b). La introducción una franja de vegetación natural, la plantación de árboles y la reducción de insecticidas (D2) fue la mejor decisión el 20% y el 14% (paga el 0% y 100%, respectivamente) sólo cuando el peso sobre los costos es baja.

Reducción de incertidumbre

Análisis de sensibilidad. Identificamos las principales fuentes de incertidumbre para el futuro monitoreo del sistema. El bajo costo fue más sensible a variaciones en el tamaño de los campos (Fig. 6a). El alto valor en conservación de aves fue más sensible a la toxicidad de los insecticidas, los árboles en los bordes, además de las incertidumbres del modelo (Fig. 6b). El alcance de bienestar alto fue muy variable y sensible a muchas de los elementos: contaminación, rendimiento de cosecha, tamaño, de campos, costo, y el número total de aplicaciones de insecticidas (Fig. 6c).

Actualización de incertidumbre estructural.- Ilustramos como, usando la regla de Bayes (ecuación 7), podemos actualizar los pesos posteriores de los modelos, reduciendo la incertidumbre estructural. Para actualizar la información utilizamos los pesos previos de los modelos contruidos con información empírica, y la verosimilitud de datos simulados bajo cada uno de los modelos. En esta ilustración, los nuevos pesos apoyando al modelo que tiene en cuenta el efecto de árboles nativos y las diferentes especies son los más altos, reduciendo la incertidumbre de modelos, la cual antes de la actualización, tenía pesos similares para los modelos de efectos de árboles y especies, con el que sólo tenía en cuenta árboles (Tabla 3).

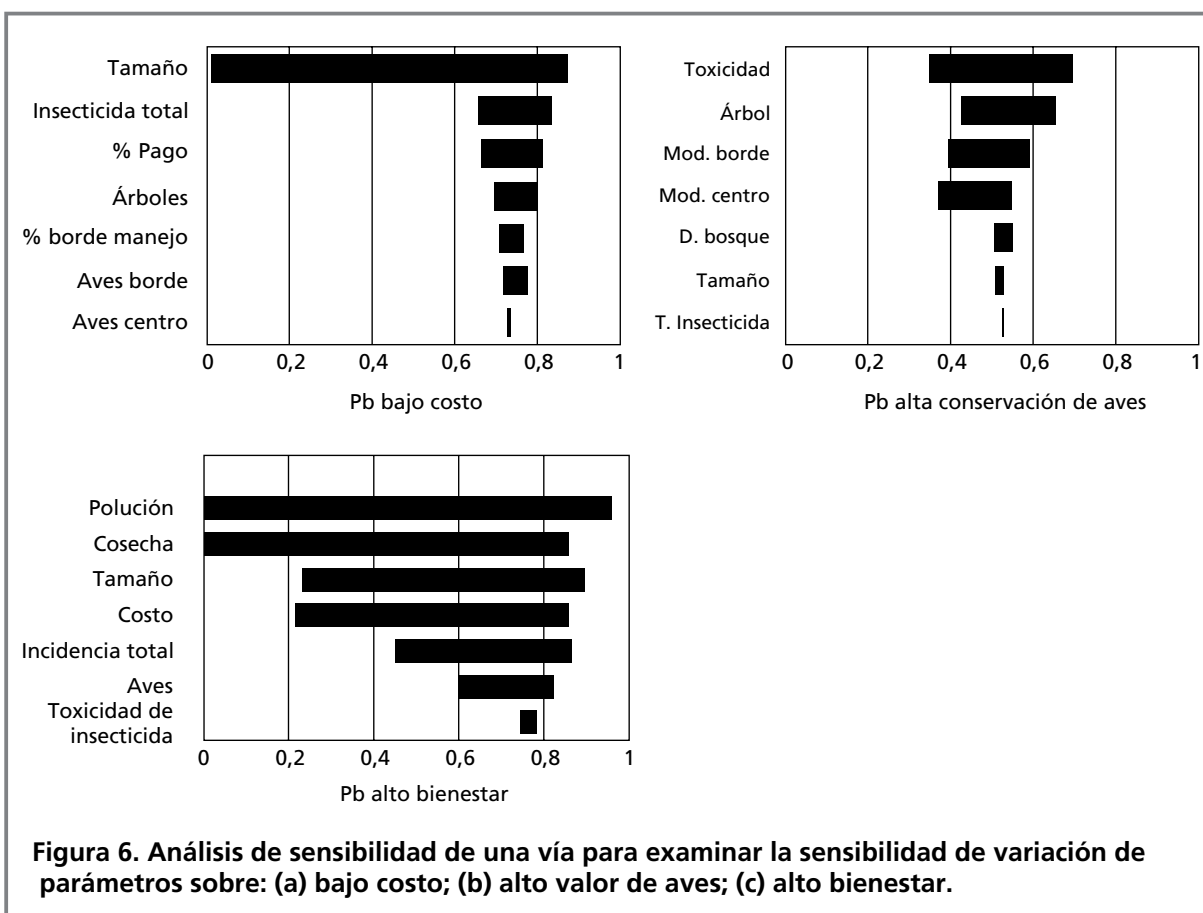


Tabla 3. Actualización de pesos de los modelos para reducir incertidumbre estructural usando la regla de Bayes. Ejemplo usando un nuevo set de datos simulado para $n=78$ sitios, y $k=4$ réplicas, y calculando la verosimilitud de observar dichos datos bajo cada uno de los diferentes modelos de ocupación de aves en bordes de campos de soja.

Modelo i	Peso previo	Verosimilitud ¹	Peso posterior
	$p(m_i)$	$p(x m_i)$	$p(m_i x)$
Sin efecto	0,00001	0,00257	0,00000
Grupo de aves	0,00001	0,02219	0,00000
Árbol	0,57830	0,58101	0,16351
Árbol + Grupo aves	0,42160	4,07702	0,83649
Bosque	0,00001	0,18890	0,00000

¹Los valores de verosimilitud se multiplicaron por $1E + 237$ para eliminar el exceso de ceros

Discusión

Identificamos el manejo de los bordes de campo, insecticidas y tamaños de campo como componentes en las alternativas de decisión para maximizar la conservación de aves insectívoras, y bienestar de los productores, al tiempo que se reducen los costos de manejo. La combinación de los diferentes niveles de cada componente se evaluó bajo diferentes restricciones consideradas, con respecto a la asignación de costos y el porcentaje de manejo de bordes. Los tres elementos de la decisión son importantes al planificar un programa agroambiental para mitigar los impactos

de la agricultura y aumentar la conservación de la biodiversidad; no sólo al proporcionar hábitat para aves en bordes, sino también por la mejora de los valores ambientales de la superficie cultivada, controlando el uso de insecticidas. Bajo todas las restricciones alternativas consideradas, reducir el número de aplicaciones de insecticidas en el cultivo de la soja y el uso de productos menos tóxicos, fue la mejor decisión. En la mayoría de los casos, la aplicación de una franja de vegetación en el centro del campo, no fue seleccionada como una buena alternativa debido a los altos costos de su implementación. Por último, el componente más variable fue el manejo de los bordes de los campos de soja, donde se seleccionaron las alternativas de no-manejo, o la de plantar árboles nativos, en función de las restricciones consideradas. En general, la decisión óptima estuvo sujeta al porcentaje de los costos que se espera que los productores paguen para plantar árboles, y al porcentaje de borde a ser manejado.

La decisión con respecto al manejo óptimo de los insecticidas, fue la de reducir las aplicaciones a un máximo de dos, y la elección de productos menos tóxicos. Como regla general, la decisión de aplicar insecticidas se debe hacer después de un monitoreo de umbral económico de las plagas, y bajo asesoramiento de expertos; y es esencial seguir la dosis recomendada en la etiqueta del producto. En este estudio, se recomienda un máximo de dos aplicaciones para el control de las principales plagas de la soja en la región del Departamento Paraná, Entre Ríos; donde la oruga de las leguminosas es controlada antes de la floración, y las chinches a continuación (Saluso et al. 2007). Otras plagas como trips son controladas en las etapas vegetativas y reproductivas, pero por lo general son de menor preocupación. Es imprescindible el uso de insecticidas con bajos niveles de toxicidad para los seres humanos y las aves, sin embargo, encontramos que casi el 50% de los insecticidas utilizados fueron altamente tóxicos para las aves (Bernardos et al. 2007). El endosulfán es un organoclorado muy tóxico que está prohibido o lentamente eliminado de la mayoría de los países, que tiene el más alto nivel de toxicidad, estimado como mortal para los seres humanos a una dosis de menos de 5 gramos (EPA 2012). Este producto se encuentra en un proceso gradual de ser eliminados de Argentina en 2015 (SENASA 2010), pero se utilizó un 30% de las veces en los campos estudiados; 63% de los insecticidas fueron moderadamente tóxicos y sólo el 37% eran ligeramente tóxicos (Bohmont 2007, EPA 2012). Aunque la toxicidad de plaguicidas depende de la dosis y del nivel de exposición de los organismos, existen productos con las toxicidades más bajas para las aves y los seres humanos (por ejemplo, Cipermetrina, Tabla 4.2; Wilson and Tisdell 2001). Un bajo porcentaje de productores afirman realizar monitoreo de umbral económico de plagas en el área de estudio, y algunos siguen el consejo experto de ingenieros agrónomos y cooperativas, e incluso de las empresas de venta de productos agroquímicos (Apéndice G, obs. pers.); por lo tanto, es muy importante en el futuro involucrar a los asesores en el proceso de la toma de decisiones.

Frente a una creciente necesidad de optimizar la agricultura, mientras se reducen las pérdidas de biodiversidad y de hábitat, esperar la eliminación de insecticidas parece una opción poco probable en esta región. Sin embargo, el uso mínimo y de productos menos tóxicos puede ser una alternativa para evitar la contaminación por agroquímicos que afectan a la agrobiodiversidad funcional, la salud humana y la calidad ambiental. En este estudio, no estamos considerando las prácticas agrícolas alternativas (por ejemplo, agricultura orgánica). Existen muchos estudios

que afirman que la agricultura orgánica beneficia a la biodiversidad (Wilson and Tisdell 2001, Bengtsson et al. 2005, Crowder et al. 2010). Sin embargo los efectos ecológicos de la agricultura orgánica por unidad de área no son siempre mejores que la agricultura convencional, ya que no siempre el rendimiento coincide la convencional, resultando en la pérdida de hábitat para aumentar los rendimientos en superficie (Green et al. 2005, Sachs et al. 2010, Seufert et al. 2012).

La implementación de una franja natural de vegetación dentro del cultivo podría beneficiar a las aves. Sin embargo, los altos costos asociados con su implementación impidió que sea seleccionada como una alternativa óptima de manejo. Además, el posible costo de la implantación de una franja de vegetación no fue tenido en cuenta aquí, sólo la pérdida monetaria en rendimiento por hectárea dedicada a este hábitat. Tampoco hemos incorporado el costo en relación al tamaño de los campos, donde la pérdida de superficie cultivada podría ser más importante para los campos más pequeños. La implementación de una franja natural de vegetación fue favorecida bajo la restricción que considera los costos como no importantes para lograr una agricultura sustentable, lo que sería una situación poco probable. Sin embargo, la implementación de terrazas no cultivadas es una práctica común en Entre Ríos para evitar la erosión del suelo por la escorrentía del agua, que cuando son vegetadas beneficia a las aves en la zona (Goijman and Zaccagnini 2008). Es necesario incluir esta alternativa manejo en futuras actualizaciones de modelo, donde el costo de implementación ya ha sido tenido en cuenta por los productores. Además, diferentes anchos de bordes puede ser incorporados como otra alternativa de manejo para futuras actualizaciones de modelo, sobre todo porque no hay un acuerdo sobre un ancho de borde como una mejor alternativa (Macdonald and Johnson 1995, Harvey et al. 2005, Stamps et al. 2008, Blank et al. 2011). Estas medidas de manejo serían muy importantes para la conservación de biodiversidad, debido a que existen en la región programas que pretenden compatibilizar la implementación de terrazas vegetadas para conservación de suelos y biodiversidad en el marco de potenciales planes de manejo de paisajes sostenibles tal como los propuestos por Zaccagnini et al. 2014, Calamari et al. 2014 y Gavier et al. 2014.

La decisión de plantar árboles nativos, dejar los bordes no manejados, o mantener sólo los árboles ya pre-establecidos, fue sensible a las diferentes limitaciones de costo y la cantidad de los bordes manejados. Si los productores asumen el costo de la plantación de sólo los árboles o no, fue clave para determinar la mejor alternativa. En los eventos donde no deben asumir ese costo, o si el costo no era importante, la decisión óptima era plantar árboles nativos. También, por ejemplo, si los productores debían ser responsables de pagar la mitad del costo, la mejor decisión era plantar sólo los árboles en el 50% el borde. Este resultado es alentador, ya que algunos productores estuvieron de acuerdo en pagar la mitad del costo de la plantación de árboles (Apéndice G). Hay muchos factores a considerar en relación con la plantación de árboles nativos en los bordes, y nosotros nos hemos limitado a nuestra área de estudio en Entre Ríos. Sugerimos plantar 6 árboles por cada 100 m de Ñandubay *Prosopis affinis* y Algarrobo Negro *Prosopis nigra*, ambos naturales de la región y con potencial valor económico (Burkart 1976, Sabattini et al. 2002). Estas especies necesitan por lo menos tres años para convertirse en árboles adultos, y aún más tiempo para llegar a la plena madurez, lo que determinará la intervalo de tiempo necesario para supervisar el sistema y poner en práctica el proceso MAR (Burkart 1976, Ortiz Silva 1990).

Aunque esto fue una primera aproximación a un proceso de toma de decisiones estructuradas para lograr una agricultura sostenible compatible con la conservación de la biodiversidad en Entre Ríos, hemos sido capaces de identificar las variables más influyentes en la decisiones, así como algunas incertidumbres y necesidades de información. De esta manera es posible reconocer dónde asignar los futuros esfuerzos de monitoreo o los esfuerzos de colección de información basada en la opinión de los expertos. El aprendizaje a través del monitoreo y la actualización, es importante como un seguimiento en el proceso de toma de decisiones; aunque la información sobre las fuentes de incertidumbre tienen valor sólo si conducen a decisiones más informadas (Clemen and Reilly 2001, Williams et al. 2009, Gregory et al. 2012, Conroy and Peterson 2013). El rendimiento de la soja fue el elemento más influyente en la decisión de plantar árboles nativos y reducir las aplicaciones de insecticidas, así como influyente en el bienestar de los productores. El rendimiento de soja por hectárea se relacionó directamente con el número de aplicaciones de insecticidas y el servicio ecosistémico de control de plagas proporcionada por las aves en el interior de los campos. La relación entre las aplicaciones de insecticidas y el rendimiento se determinó utilizando la literatura existente para áreas similares, aunque en futuras actualizaciones del modelo que pensamos, sería una prioridad convocar a los expertos para obtener la información necesaria específica del área del departamento Paraná, en Entre Ríos. Con respecto al segundo componente del rendimiento, reconocemos que hay una gran incertidumbre asociada, por lo tanto cuantificar el grado de control de plagas realizado por las aves insectívoras en la soja – que no ha sido evaluado previamente – se convierte en una prioridad de futuras investigaciones.

La contaminación, el tamaño de los campos y el costo de las alternativas de manejo también influyeron en el objetivo fundamental del bienestar de los agricultores. Entre esos componentes, la contaminación fue difícil de medir e incierta, por lo cual debería ser foco de aprendizaje. Se utilizó como indicador de la contaminación la toxicidad de los productos y su probabilidad de generar toxicidad aguda en las aves (mortalidad) de acuerdo a la “calculadora de riesgo eco-toxicológica para aves” (Bernardos et al. 2007), en combinación con el número de aplicaciones y el tamaño de los campos, aunque creemos que este componente debería ser sujeto a más discusión con expertos para futuras actualizaciones del modelo, determinando cuanto estos productos están contaminando realmente, cuál es el efecto sobre la salud humana, y cómo medirlo. Adicionalmente, hay nuevos principios activos en el mercado, no incluidos en la versión 2007 de la calculadora de riesgo (Mineau, com. Pers.). Con respecto a los otros objetivos fundamentales, el costo fue altamente influenciado por el tamaño de los campos, que fue sin dificultad parametrizado como su valor monetario, mientras que la conservación de aves fue muy influenciado por la toxicidad de productos, número de árboles, y los modelos utilizados para estimar la ocupación en bordes y el interior de los campos. Por último, ejemplificamos cómo la incertidumbre del modelo (también conocida como estructural) en la ocupación de las aves puede ser reducida actualizando los modelos con nueva información, y por lo tanto los esfuerzos de monitoreo podrían asignarse con ese propósito, aunque en nuestro modelo no resultó ser una variable muy influyente.

En un proceso de toma de decisiones la participación de los actores es clave en la definición de la situación de decisión y los objetivos. En este caso, utilizamos la información de las entrevistas realizadas en el área de estudio para reconocer los intereses de los productores y los valores, así como la disposición y las limitaciones en la aplicación de algunas de las alternativas de manejo. Las entrevistas nos permitieron aprender cómo los productores toman decisiones, y así pudimos determinar que otros actores (por ejemplo, agentes de extensión, ingenieros agrónomos, cooperativas), deberían ser partícipes de este proceso; y también ayudaron a revelar la necesidad de reforzar la educación ambiental en la zona, ya que hay cierta falta de conocimiento sobre el papel de la biodiversidad en los procesos productivos agropecuarios. Los esfuerzos futuros, además de estar apoyados por procesos participativos reales, deberían centrarse en la determinación de la verdadera importancia asignada por las partes interesadas sobre el costo, el bienestar y la conservación de aves para alcanzar el objetivo fundamental.

Por lo que conocemos en la región estudiada y en Argentina, este fue uno de los primeros ejemplos de como delinear un enfoque TDE para abordar un problema con respecto a la conservación de la biodiversidad en las tierras agrícolas, donde los que toman las decisiones son los dueños de la tierra o agricultores; y otro ejemplo de la utilización de modelos de ocupación de aves para informar a un proceso de toma de decisiones (Sauer et al. 2013). Aunque nos hemos centrado para este estudio en un paisaje particular en Argentina, este caso ofrece una ilustración que se puede realizar y adaptarse a otras regiones en el mundo para ofrecer soluciones y en la reducción de los impactos ambientales de la agricultura, mientras se satisface la demanda de alimentos.

Agradecimientos

Queremos agradecer a los productores del área de estudio por su colaboración, facilitando el acceso a sus campos para realizar muestreos de aves, brindando información de productos utilizados, o participando de las entrevistas. También agradecemos a la Municipalidad de Cerrito por su hospitalidad. A nuestros compañeros del grupo biodiversidad, ecología y gestión ambiental INTA Castelar, por su colaboración en varias instancias de este trabajo. A Florencia Barcarolo por las encuestas realizadas; a Guillermo Stamati, María José Marnetto, y Mónica Belén Ceparo (AFA) por facilitar el contacto con productores. A José Luis Panigatti, Julie Brodeur, Noelia Calamari, Romina Suarez, Laura Solari, Angela Romito, por sus opiniones de expertos en distintos temas. Al INTA por el financiamiento tanto para realizar los trabajos de campo, como los estudios de doctorado de Andrea Gojman en la universidad de Georgia, Estados Unidos (el presente estudio forma parte de la disertación). A LACSI (Latin American and Caribbean Studies Institute), University of Georgia, USA y a Graduate School – University of Georgia, USA, por proveer fondos para llevar a cabo las encuestas a productores.

Referencias

- Alcamo, J., E. M. Bennett, and Millennium Ecosystem Assessment (Program). 2003. Ecosystems and human well-being : a framework for assessment. Island Press, Washington, DC.
- Arredondo, S., J. Aronson, C. Ovalle, A. del Pozo, and J. Avendano. 1998. Screening multipurpose legume trees in central Chile. *Forest Ecology and Management* 109:221-229.
- Arregui, M. C., D. Sánchez, R. Althaus, R. R. Scotta, and I. Bertolaccini. 2010. Assessing the risk of pesticide environmental impact in several Argentinian cropping systems with a fuzzy expert indicator. *Pest Management Science* 66:736-740.
- Bengtsson, J., J. Ahnstrom, and A. C. Weibull. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42:261-269.
- Bernardos, J. N., M. E. Zaccagnini, P. Mineau, J. Decarre, and R. De Carli. 2007. Calculadora de Riesgo Ecológico para Aves: Sistema Soporte de Decisiones para el Control de Plagas con criterios ambientales 3.0. Page Sistema soporte de decisiones para el control de plagas con criterios ambientales. INTA.
- Best, L. B., R. C. Whitmore, and G. M. Booth. 1990. Use of cornfields by birds during the breeding season - the importance of edge habitat. *American Midland Naturalist* 123:84-99.
- Blank, P. J., G. P. Dively, D. E. Gill, and C. A. Rewa. 2011. Bird Community Response to Filter Strips in Maryland. *Journal of Wildlife Management* 75:116-125.
- Bohmont, B. L. 2007. The standard pesticide user's guide. 7th edition. Pearson/Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.
- Boutin, C., K. E. Freemark, and D. A. Kirk. 1999. Farmland birds in southern Ontario: field use, activity patterns and vulnerability to pesticide use. *Agriculture Ecosystems & Environment* 72:239-254.
- Burkart, A. 1976. A Monograph of the genus *Prosopis*. Pages 450-525 in A. Arboretum, editor. *Journal of the Arnold Arboretum*, Harvard.
- Burkart, R., N. O. Barbaro, R. O. Sanchez, and D. A. Gomez. 1999. Ecoregiones de Argentina. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Humano., Buenos Aires.
- Cabrera, A. 1971. Fitogeografía de la Argetina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 14:1-43.
- Catalan, L., C. Carranza, L. Gonzalez, U. Karlin, and M. Ledesma. 1994. Afforestation trials with *Prosopis chilensis* (mol) stuntz and *Prosopis flexuosa* dc in the dry-Chaco, Argentina. *Forest Ecology and Management* 70:113-119.
- Clemen, R. T. and T. Reilly. 2001. Making hard decisions with DecisionTools. 2nd rev. edition. Duxbury/Thomson Learning, Pacific Grove, CA.
- Conroy, M. J., R. J. Barker, P. W. Dillingham, D. Fletcher, A. M. Gormley, and I. M. Westbrooke. 2008. Application of decision theory to conservation management: recovery of Hector's dolphin. *Wildlife Research* 35:93-102.
- Conroy, M. J. and J. T. Peterson. 2013. Decision Making in Natural Resource Management: A Structured, Adaptive Approach. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.

Crowder, D. W., T. D. Northfield, M. R. Strand, and W. E. Snyder. 2010. Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature* 466:109-U123.

Di Giacomo, A. S. and J. L. de Casenave. 2010. Use and Importance of Crop and Field-Margin Habitats for Birds in a Neotropical Agricultural Ecosystem. *Condor* 112:283-293.

EPA. 2012. Label Review Manual. in O. o. P. U.S. Environmental Protection Agency, Pesticides, and Toxic Substances, editor. Office of Pesticide Programs, U. S. Government Printing Office, Washington, DC.

Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O'Connell, D. K. Ray, P. C. West, C. Balzer, E. M. Bennett, S. R. Carpenter, J. Hill, C. Monfreda, S. Polasky, J. Rockstrom, J. Sheehan, S. Siebert, D. Tilman, and D. P. M. Zaks. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337-342.

Godfray, H. C. J., J. R. Beddington, I. R. Crute, L. Haddad, D. Lawrence, J. F. Muir, J. Pretty, S. Robinson, S. M. Thomas, and C. Toulmin. 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science* 327:812-818.

Goijman, A. P. 2014. Conservation and management of birds in agroecosystems in central Argentina. (Doctoral dissertation). University of Georgia, Athens, GA, USA.

Goijman, A. P. and M. E. Zaccagnini. 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. . *Hornero* 23:67-76.

Green, R. E., S. J. Cornell, J. P. W. Scharlemann, and A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550-555.

Gregory, R., L. Failing, M. Harstone, G. Long, T. McDaniels, and D. Ohlson. 2012. Structured decision making: a practical guide to environmental management choices. Wiley-Blackwell.

Gregory, R. D., D. Noble, R. Field, J. Marchant, M. Raven, and D. W. Gibbons. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12-13:11-24.

Hammond, J. S., R. L. Keeney, and H. Raiffa. 1999. Smart Choices : A Practical Guide to Making Better Decisions. Harvard Business School Press.

Harvey, C. A., C. Villanueva, J. Villacís, M. Chacón, D. Muñoz, M. López, M. Ibrahim, R. Gómez, R. Taylor, J. Martinez, A. Navas, J. Saenz, D. Sánchez, A. Medina, S. Vilchez, B. Hernández, A. Perez, F. Ruiz, F. López, I. Lang, and F. L. Sinclair. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111:200-230.

Henry, R. S., W. G. Johnson, and K. A. Wise. 2011. The impact of a fungicide and an insecticide on soybean growth, yield, and profitability. *Crop Protection* 30:1629-1634.

Hinsley, S. A. and P. E. Bellamy. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* 60:33-49.

Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto, and R. Schulz. 2004. Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 46:345-352.

Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto, and R. Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere* 61:817-826.

Jobin, B., L. Choiniere, and L. Belanger. 2001. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Quebec, Canada. *Agriculture Ecosystems & Environment* 84:131-143.

Jones, G. A., K. E. Sieving, and S. K. Jacobson. 2005. Avian diversity and functional insectivory on north-central Florida farmlands. *Conservation Biology* 19:1234-1245.

Kellermann, J. L., M. D. Johnson, A. M. Stercho, and S. C. Hackett. 2008. Ecological and Economic Services Provided by Birds on Jamaican Blue Mountain Coffee Farms. *Conservation Biology* 22:1177-1185.

Macdonald, D. W. and P. J. Johnson. 1995. The Relationship between Bird Distribution and the Botanical and Structural Characteristics of Hedges. *Journal of Applied Ecology* 32:492-505.

Mineau, P. 2002. Estimating the probability of bird mortality from pesticide sprays on the basis of the field study record. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21:1497-1506.

Mineau, P. and M. Whiteside. 2006. Lethal risk to birds from insecticide use in the United States - A spatial and temporal analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25:1214-1222.

Ministerio de Agricultura, G. y P., Presidencia de la Nacion. 2012. Sistema Integrado de Informacion Agropecuaria., Argentina.

Niemi, G. J., J. M. Hanowski, A. R. Lima, T. Nicholls, and N. Weiland. 1997. A critical analysis on the use of indicator species in management. *Journal of Wildlife Management* 61:1240-1252.

Ortiz Silva, G. E. 1990. Relación entre el hábito de crecimiento del espino (*Acacia caven* (Mol.)) y la producción de flores y frutos., Universidad de Chile.

Perrings, C., L. Jackson, K. Bawa, L. Brussaard, S. Brush, T. Gavin, R. Papa, U. Pascual, and P. De Ruiter. 2006. Biodiversity in agricultural landscapes: Saving natural capital without losing interest. *Conservation Biology* 20:263-264.

Philpott, S. M., O. Soong, J. H. Lowenstein, A. L. Pulido, D. T. Lopez, D. F. B. Flynn, and F. DeClerck. 2009. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological Applications* 19:1858-1867.

Puckett, H. L., J. R. Brandle, R. J. Johnson, and E. E. Blankenship. 2009. Avian foraging patterns in crop field edges adjacent to woody habitat. *Agriculture Ecosystems & Environment* 131:9-15.

Rodriguez de Rodriguez, M. G. and R. Cancio. 2011. Análisis del último medio siglo de cultivos de verano en Entre Ríos. Pages 117-120 in E. E. A. P. d. INTA, editor. *Actualización Técnica Soja*. Ediciones INTA, Paraná.

Rodriguez, M., O. Valentinuz, and R. Cancio. 2011. Una mirada sobre el margen bruto de la soja y su relación con la sustentabilidad en Entre Ríos (Decenio 2002-2011). Pages 146-149 in E. E. A. P. d. INTA, editor. *Actualización Técnica Soja*. Ediciones INTA, Paraná.

Sabattini, R. A., N. Muzzachiodi, and A. F. Dorsch. 2002. *Manual de Prácticas de Manejo del Monte Nativo*. U.N.E.R., Oro Verde.

Sachs, J., R. Remans, S. Smukler, L. Winowiecki, S. J. Andelman, K. G. Cassman, D. Castle, R. DeFries, G. Denning, J. Fanzo, L. E. Jackson, R. Leemans, J. Lehmann, J. C. Milder, S. Naeem, G. Nziguheba, C. A. Palm, P. L. Pingali, J. P. Reganold, D. D. Richter, S. J. Scherr, J. Sircely, C. Sullivan, T. P. Tomich, and P. A. Sanchez. 2010. Monitoring the world's agriculture. *Nature* 466:558-560.

Saluso, A., O. Ermancora, M. Anglada, C. Toledo, and C. Borghesan. 2007. Principales invertebrados plagas de la soja y técnicas utilizadas en la toma de decisiones (Campaña agrícola (2006-2007). *Revista Científica Agropecuaria* 11:153-158.

Sauer, J. R., P. J. Blank, E. F. Zipkin, J. E. Fallon, and F. W. Fallon. 2013. Using multi-species occupancy models in structured decision making on managed lands. *Journal of Wildlife Management* 77:117-127.

SENASA. 2010. <http://www.senasa.gov.ar/Archivos/File/File4347-endusolfan.pdf>.

Seufert, V., N. Ramankutty, and J. A. Foley. 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485:229-U113.

Solari, L. M. and M. E. Zaccagnini. 2009. Efecto de bordes arbóreos y terrazas sobre la riqueza y densidad de aves en lotes de soja de Entre Ríos, Argentina. *BioScriba* 2:90-100.

Stamps, W. T., T. V. Dailey, N. M. Gruenhagen, and M. J. Linit. 2008. Soybean yield and resource conservation field borders. *Agriculture Ecosystems & Environment* 124:142-146.

Taylor, R. L., B. D. Maxwell, and R. J. Boik. 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment* 116:157-164.

Tremblay, A., P. Mineau, and R. K. Stewart. 2001. Effects of bird predation on some pest insect populations in corn. *Agriculture Ecosystems & Environment* 83:143-152.

Tscharntke, T., Y. Clough, T. C. Wanger, L. Jackson, I. Motzke, I. Perfecto, J. Vandermeer, and A. Whitbread. 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151:53-59.

Tung, L. D. and P. G. Fernandez. 2007. Soybeans under organic, biodynamic and chemical production at the Mekong Delta, Vietnam. *Philippine Journal of Crop Science* 32:49-61.

Varni, V. 2010. Efecto de la aplicación de insecticidas sobre artrópodos fitófagos y predadores en cultivos de soja y sus márgenes en Entre Ríos. BA Thesis. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.

Vickery, J. A., R. E. Feber, and R. J. Fuller. 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* 133:1-13.

Weyland, F. and M. E. Zaccagnini. 2008. Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecologia Austral* 18:357-366.

Whelan, C. J., D. G. Wenny, and R. J. Marquise. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Conservation Biology* 1134:25-60.

Williams, B. K., M. J. Conroy, and J. D. Nichols. 2002. Uncertainty, learning, and decision analysis. in B. K. Williams, M. J. Conroy, and J. D. Nichols, editors. *Analysis and management of animal populations*.

Williams, B. K., R. C. Szaro, and C. D. Shapiro. 2009. *Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Technical Guide*. U.S. Department of the Interior, Washington, D.C.

Wilson, C. and C. Tisdell. 2001. Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecological Economics* 39:449-462.

Epílogo

Este libro no solamente es una buena idea; es una buena idea que además nos propone una hoja de ruta para la acción. Nos ayuda a mapear el camino y a encender las luces altas. Toma un atajo necesario para un país que en las últimas décadas ha tenido un rumbo errático en sus políticas ambientales y ecológicas. Por eso creo que es éste un trabajo compensatorio; compensa falencias y propone soluciones. Al terminar la lectura del borrador me quedó un mensaje claro: “terminemos con la prueba y el error”, ese comportamiento inmaduro y aleatorio que deja consecuencias irreversibles y muchos damnificados a la vera del camino.

La obra es muy novedosa y original para la región, ya que se instala sobre un bache de conocimientos no cubierto por la literatura ambientalista y ecológica convencional. Nos muestra la complejidad emergente del cruce de problemáticas ecológicas y ambientales bajo el influjo de una intervención creciente del hombre sobre los ecosistemas y el ambiente. Dentro de un abordaje sistémico, con una dinámica iterativa, nos muestra cómo el riesgo y la incertidumbre atraviesan distintas escalas espaciales y temporales, y condiciona nuestras decisiones. Y a partir de allí, nos enseña cómo movernos con mayor seguridad en un marco signado por el azar, el riesgo y la incertidumbre.

Dos conceptos axiales conforman el núcleo duro del documento: la toma de decisiones estructuradas (TDE), y el manejo adaptativo de los recursos (MAR). Un equipo de autores muy capacitados nos introduce con pericia en la teoría y la praxis de estas dos ideas. Algunos estudios de caso (manejo de los bosques de lenga en Patagonia, mitigación de la pérdida de girasol en la Pampa Semiárida, conservación de la diversidad de aves en Entre Ríos) complementan la teoría y nos ayudan en entender la lógica conceptual de la iniciativa. Por estas razones, entre otras, creo que este esfuerzo está llamado a trascender los límites de la Argentina.

Un hecho a destacar es que este valioso libro no es el producto de una determinada circunstancia política o institucional, sino que va mucho más allá de ellas. Es el resultado de muchos años de funcionamiento de un equipo coherente y del esfuerzo individual de un grupo destacado de científicos y técnicos (nacionales e internacionales) que nos enseña, con admirable síntesis, cómo abordar una problemática compleja y encontrar caminos y opciones para resolverla. Está claro. Esta obra no es el mérito de una coyuntura política, ni de un dogma ni de una militancia. Nadie debería atribuirse méritos por fuera de los autores. Es la simple materialización de

un proceso largo y trabajoso en el cual se han acumulado y decantado décadas de conocimiento, investigación, experiencia, racionalismo y esfuerzo. También por estas razones, que van más allá de la coyuntura pasajera, está llamada a trascender.

Ernesto F. Viglizzo

INTA/CONICET

Apéndice 1

Glosario de términos

Actores

Individuos u organizaciones (ej. organizaciones, científicos, ciudadanos, ONGs) con un interés particular sobre una situación compartida. Los intereses pueden incluir la expectativa de un beneficio a ser recibido, una amenaza percibida, una inversión de tiempo o recursos, o valores compartidos con otros actores asociados a la situación. El involucramiento activo de los actores promueve una exitosa implementación de la toma de decisiones. El/los tomadores de decisión también son considerados actores.

Alternativa de gestión

Utilizamos este término para referirnos a acciones de manejo o gestión potenciales, elaborados para alcanzar resultados para alcanzar objetivos de conservación. Por ejemplo, nos referimos tanto al manejo de recursos naturales (ej. manejo de hábitat, uso de una especie) como a la gestión de recursos (ej. distribución de fondos, asignación de tierras a un determinado uso, legislaciones). El conjunto de alternativas de manejo o gestión influye en la selección de la estrategia de manejo.

Alternativa de manejo

Este término es utilizado indistintamente con el de alternativa de manejo.

Hipótesis

Es una explicación propuesta no confirmada de patrones observados, tanto resultados como relaciones.

Incertidumbre

Se refiere a un atributo, estado de sistema, u otra característica, para los cuales falta información que nos gustaría tener. Existen diversos tipos de incertidumbres, descriptas a lo largo de los capítulos.

Manejo adaptativo

En el contexto que utilizamos en este libro, se refiere a la reducción de incertidumbre estructural como parte de un manejo óptimo de los recursos por medio de la toma de decisiones secuenciales, permitiendo el aprendizaje sobre decisiones anteriores para mejorar las decisiones futuras

Modelo

Cualquier representación, verbal, diagramática o matemática, de un objeto o fenómeno. Los modelos de recursos naturales generalmente caracterizan a los sistemas en términos de su estado o cambio en el tiempo. Los modelos incorporan hipótesis sobre estructura y función de los recursos, y generan predicciones sobre los efectos de las prácticas de manejo.

Monitoreo

El seguimiento de un sistema de recursos naturales en el tiempo para determinar su estado y trayectoria, informar la toma de decisiones, evaluar los resultados de manejo y reducir la incertidumbre estructural.

Objetivo fundamental

Un resultado esperado o medida de éxito que expresa los valores fundamentales de los actores y sirve de guía para la toma de decisiones en recursos naturales y la evaluación del éxito.

Objetivo medio

Objetivo que contribuye a alcanzar uno o más objetivos fundamentales, pero no representa un objetivo fundamental en si mismo.

Problema de Decisión

En recursos naturales, es un problema que requiere que los manejadores tomen una decisión, una o varias veces, que vaya a influenciar las condiciones o procesos de los recursos. En el manejo adaptativo, el problema de decisión consiste en la toma de decisiones iterativa, con la oportunidad de aprender en el tiempo y ajustar las estrategias de manejo sobre la base de lo aprendido.

Red de Decisión

Representación grafica de la relación entre decisiones, objetivos medios y objetivos fundamentales.

Regla de Bayes, Teorema de Bayes

Un teorema central de probabilidad que describe la relación entre el conocimiento previo y posterior por medio de relaciones de probabilidad condicional.

Servicios Ecosistémicos

Bienes y servicios que crean valor/beneficios para usuarios humanos y son derivados de procesos ecosistémicos como el reciclado de nutrientes, regulación del clima, mantenimiento de la biodiversidad o de sus funciones como la polinización de las plantas o el control biológico de las plagas. Algunos ejemplos de servicios ecosistémicos incluyen agua limpia, polinización de cultivos, y descomposición de residuos.

Trade-off

En algunas ocasiones a lo largo del libro nos hemos referido a este término del inglés, para referirnos tanto a compromisos, negociaciones, como soluciones intermedias, como la evaluación de las ventajas y desventajas de una situación.

Bibliografía

Conroy, M.J. and J.T. Peterson. 2013. Decision Making in Natural Resource Management. A Structures, Adaptive Approach. Wiley-Blackwell. 456pp.

Williams, B. K., R. C. Szaro, and C. D. Shapiro. 2009. Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Applications Guide. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.

Apéndice 2

Software y herramientas para TDE y MAR

Software

- *R*

<http://www.r-project.org/>

- *Netica*

<http://www.norsys.com/netica.html>

- *Electronic companion for Conroy and Peterson (2013)*

<https://sites.google.com/site/sdmcompanion/Rcode/chapter-6--modeling-the-influence-of-decisions>

- *Programas y ejemplos de optimización*

<https://sites.google.com/site/sdmcompanion/Rcode/chapter-8--methods-for-obtaining-optimal-decisions>

<https://sites.google.com/site/sdmcompanion/Rcode/appendix-e--mathematical-optimization-methods>

Cursos y talleres

- *NCTC: An Overview of Structured Decision Making - ALC3183 - Resources*

<http://training.fws.gov/courses/ALC/ALC3183/resources/index.html>

- *University de Georgia y Oregon State*

<https://sites.google.com/site/sdmcompanion/links-to-workshops-and-courses>

- *Taller TWS*

<https://sites.google.com/site/twssdm/>

Bibliografía sugerida

Clemen, R. T. and T. Reilly. 2001. Making hard decisions with DecisionTools. 2nd rev. edition. Duxbury/Thomson Learning, Pacific Grove, CA.

Conroy, M. J., J. T. Peterson. 2013. Decision making in natural resource management: A structured, adaptive approach. Wiley-Blackwell.

Gregory, R., L. Failing, M. Harstone, G. Long, T. McDaniels, D. Ohlson. 2012. Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices. Wiley-Blackwell.

Keeney, R. L. 1992. Value-focused thinking: A path to creative decisionmaking. Harvard University Press.

Williams, B. K., R. C. Szaro, and C. D. Shapiro. 2009. Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Applications Guide. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.

Williams, B. K., R. C. Szaro, and C. D. Shapiro. 2009. Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Technical Guide. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington, DC.

El manejo de los recursos naturales y los problemas ambientales que ocurren en los ecosistemas, está cruzado por una creciente complejidad e incertidumbre asociada a factores naturales y a otros derivados de las mismas decisiones humanas que se toman en complejas configuraciones de factores sociales, políticas y económicas que las atraviesan. Esas matrices de complejas interacciones se expresan de modo muy diferente según las escalas en que se miren los procesos socio-ambientales de interés, ya sea en su dimensión espacial (con particularidades estructurales y jurisdiccionales) como en la temporal.

En ese contexto, es creciente el reconocimiento de la necesidad de abordar el manejo de los recursos naturales y problemas ambientales en los sistemas productivos (uso sostenible, manejo de plagas, contaminación, desertificación, degradación, etc), con nuevos enfoques que logren articular la ciencia, la práctica, y el consenso social. Esto es, considerar lo que el conocimiento científico tenga para decir, pero también lo que los actores de la vida real piensen o crean, lo que la experiencia colectiva pueda aportar y lo que las normas o políticas marquen como lo deseable. Una de las metodologías que viene cosechando muy buenos resultados en varios países del mundo, es la que se denomina *“Toma de decisiones estructuradas para el manejo adaptativo”*, con dos etapas, una de estructuración de las decisiones y otra de iteración de la aplicación del manejo y la incorporación del aprendizaje. En este libro el lector encontrará los principales conceptos que lo acercan a esta metodología y algunos estudios de casos en Argentina desde este enfoque.

ISBN 978-987-521-580-1



9 789875 215801



Ministerio de
Agricultura, Ganadería y Pesca
Presidencia de la Nación