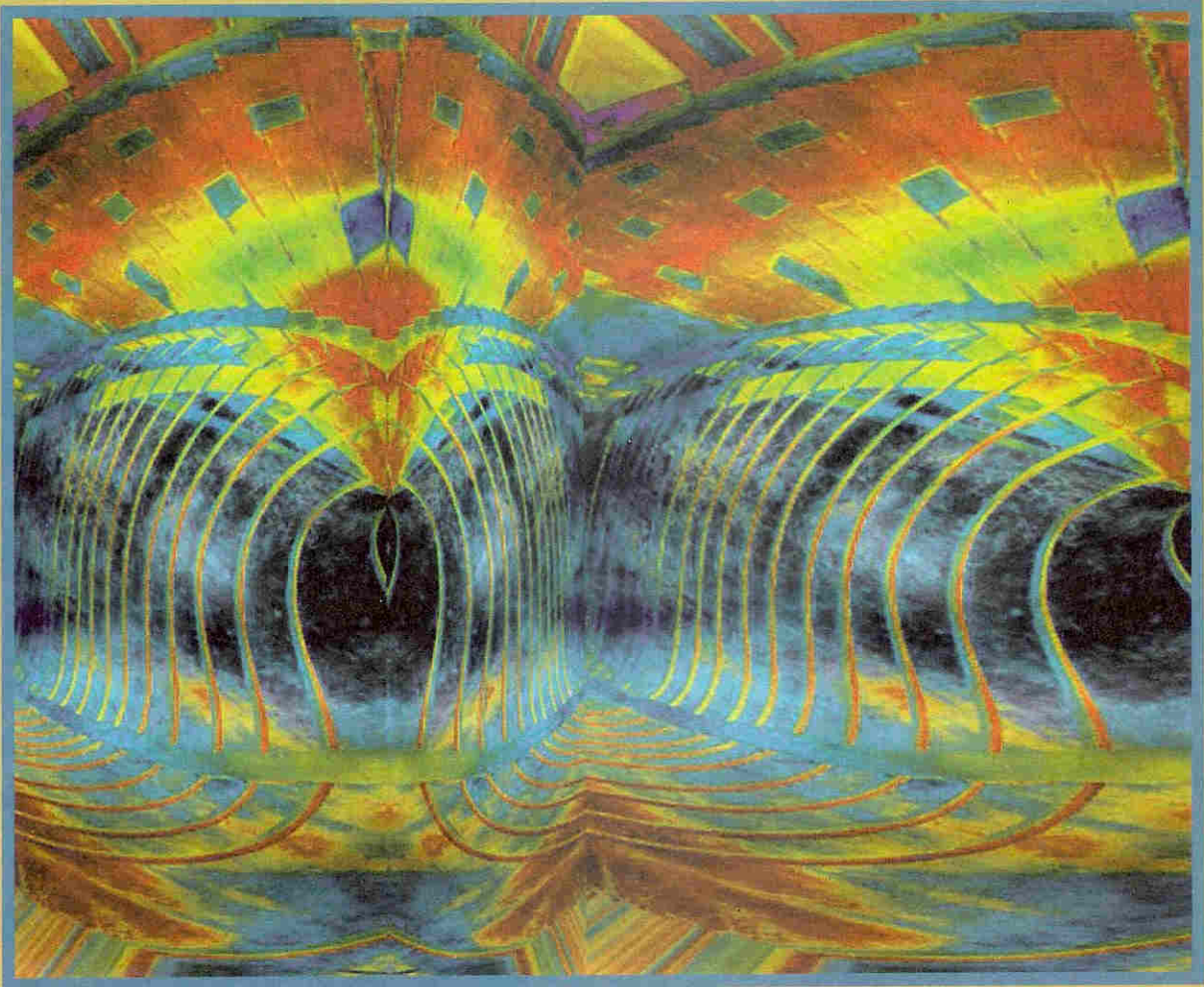


Evaluación de sustentabilidad.
Un enfoque dinámico
y multidimensional



Marta Astier

Omar R. Masera

Yankuic Galván-Miyoshi

COORDINADORES

Evaluación de sustentabilidad. Un enfoque dinámico y multidimensional

Marta Astier

Omar R. Masera

Yankuic Galván-Miyoshi

COORDINADORES

SEAE

CIGA

ECOSUR

CI Eco

UNAM

GIRA

Mundiprensa

Fundación
Instituto de
Agricultura
Ecológica y
Sustentable,
España.

© 1a edición, 2008, SEAE / CIGA / ECOSUR / CIEco / UNAM / GIRA / Mundiprensa / Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sustentable, España

ISBN 978-84-612-5641-9

Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE)
Cami del Port s/n, Edificio ECA Int. 1º
Catarroja, Valencia, 46470, ESPAÑA

Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA-UNAM)
Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701
Colonia Ex-Hacienda de San José de La Huerta
Morelia, Michoacán, 58190, MÉXICO

El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR)
Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n
María Auxiliadora
San Cristóbal de las Casas, Chiapas, 29290, MÉXICO

Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECO-UNAM)
Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701
Colonia Ex-Hacienda de San José de La Huerta
Morelia, Michoacán, 58190, MÉXICO

Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán
México, Distrito Federal, 04510, MÉXICO

Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada A.C. (GIRA)
Centro Comercial El Parián Int. 17, Colonia Morelos
Pátzcuaro, Michoacán, 61609, MÉXICO

Mundi-Prensa México, S.A. de C.V.
Río Pánuco 141, Colonia Cuauhtémoc
México, Distrito Federal, 06500, MÉXICO

Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sustentable
Cami del Port s/n, Edificio ECA Int. 1º
Catarroja, Valencia, 46470, ESPAÑA

Impreso en los talleres de IMAG IMPRESSIONS, S.L., Benifaió, Valencia, España

Contenido

Prefacio	9
----------	---

SECCIÓN I. LA EXPERIENCIA DEL MARCO MESMIS

1. El proyecto de evaluación de sustentabilidad MESMIS	13
--	----

Omar Masera, Marta Astier, Santiago López-Ridaura, Yankuic Galván-Miyoshi, Tamara Ortiz-Ávila, Luis E. García-Barrios, Raúl García-Barrios, Carlos González y Erika Speelman

1. Antecedentes	13
2. Del marco de evaluación al proyecto MESMIS	14
3. El marco MESMIS	17
4. Resultados del proyecto	21
Bibliografía	22

2. Sistematización y análisis de las experiencias de evaluación con el marco MESMIS: lecciones para el futuro	25
---	----

Erika N. Speelman, Marta Astier y Yankuic Galván-Miyoshi

1. Introducción	25
2. Aspectos metodológicos de la aplicación del marco MESMIS	26
3. Restricciones para el manejo sustentable de recursos naturales y resultados de las alternativas propuestas en la sustentabilidad de los sistemas evaluados	32
4. Conclusiones	35
Bibliografía	36

SECCIÓN II. TEMAS ESTRATÉGICOS EN LAS EVALUACIONES DE SUSTENTABILIDAD

3. Las evaluaciones de sustentabilidad	41
--	----

Yankuic Galván-Miyoshi, Omar Masera y Santiago López-Ridaura

1. Introducción	41
2. El concepto de sustentabilidad	42
3. Las evaluaciones de sustentabilidad	43
4. Marcos de evaluación de sustentabilidad (MES)	44
5. Características de los marcos de evaluación	49
6. Consideraciones finales	53
Bibliografía	55

4. Caracterización de sistemas de manejo de recursos naturales 59

Tamara Ortiz-Ávila

1. Introducción	59
2. Definición del SMRN: sistema, delimitación, subsistemas, flujos y contexto socioambiental	59
3. La descripción del sistema: información de contexto y tipologías	62
4. Representación del SMRN: herramientas de comunicación	63
5. La caracterización como actividad participativa	67
6. Conclusiones	68
Bibliografía	69
Anexo I. Ejemplo de una actividad participativa para la caracterización de un SMRN	71

5. Formulación de indicadores socioambientales para evaluaciones de sustentabilidad de sistemas de manejo complejos 73

Marta Astier y Carlos González

1. Introducción	73
2. ¿Qué es un indicador de sustentabilidad?	74
3. Medición y monitoreo de los indicadores	78
4. Presentación de resultados	83
5. La formulación de un conjunto robusto de indicadores a través de marco MESMIS	84
6. Conclusiones	91
Agradecimientos	92
Bibliografía	92

6. Integración de indicadores en la evaluación de sustentabilidad: de los índices agregados a la representación multicriterio 95

Yankuic Galván-Miyoshi

1. Introducción	95
2. Características del concepto de sustentabilidad y retos para su medición	96
3. Problemas de los índices agregados en la evaluación de sustentabilidad de SMRN	97
4. Mapas multicriterio: hacia un análisis desagregado de la sustentabilidad	100
5. Algunos ejemplos ilustrativos de la aplicación de mapas multicriterio en la evaluación de SMRN	101
6. Elementos para la construcción de un mapa multicriterio	107
7. Consideraciones finales	114
Bibliografía	115

7. La evaluación multiescalar de la sustentabilidad: retos y avances metodológicos	119
<i>Santiago López-Ridauro</i>	
1. La evaluación de sustentabilidad a múltiples escalas de análisis	119
2. Una adaptación del MESMIS para múltiples escalas de manejo	128
3. Conclusiones	133
Bibliografía	134
8. Construcción y uso de modelos dinámicos sencillos para evaluar estrategias de manejo productivo de recursos bióticos. Una guía básica ilustrada	139
<i>Luis García-Barrios, Omar Masera y Raúl García-Barrios</i>	
1. Introducción	139
2. El modelo conceptual	145
3. Construcción del modelo de simulación	147
4. Conclusiones	165
5. Literatura citada	167
9. Simuladores de escenarios complejos socioambientales: herramientas de apoyo para entender, evaluar y negociar estrategias sustentables de manejo de recursos naturales	169
<i>Luis García-Barrios y Max Pimm</i>	
1. Introducción	169
2. Simulador “Sustentabilidad y Sistemas Dinámicos” (SUSST)	170
3. Simulador “Diseño Sustentable y Negociación Social” (LINDISSIMA)	171
Bibliografía	172
10. La sociedad controlable y la sustentabilidad	173
<i>Raúl García-Barrios y Luis García-Barrios</i>	
1. Sobre sustentabilidad, procesos teleológicos y navíos	173
2. La sociedad moderna como un PSAC cuyo fin último es la sustentabilidad	176
3. Los atributos de los PSAC como valores	177
4. La función de utilidad	179
5. Sustentabilidad y bienestar social	181
6. Incoherencia normativa	182
7. Compensando a los perdedores	185
8. Conclusiones: cooperación, creatividad, participación y otros	188
Bibliografía	190
Anexo histórico-filosófico	191

11. Retos para los análisis de sustentabilidad de los SMRN 193

Marta Astier, Yankuic Galván y Omar Masera

1. Los retos para el desarrollo de SMRN más sustentables	194
2. Lecciones de los estudios de caso: recomendaciones para hacer operativas las evaluaciones de sustentabilidad	194
3. Nuevas perspectivas en las evaluaciones de sustentabilidad	195
4. La caracterización y delimitación de SMRN complejos	196
5. La derivación de un conjunto robusto de indicadores socioambientales	196
6. La integración de los resultados de la evaluación	197
7. La evaluación multiescalar de la sustentabilidad	197
8. Las estrategias de manejo de los sistemas utilizando modelos dinámicos sencillos	198
9. Las normas institucionales en la búsqueda de una sociedad sustentable	199
10. Consideraciones finales: el quehacer futuro en evaluaciones de sustentabilidad	199
Bibliografía	200

SECCIÓN III. HERRAMIENTAS PEDAGÓGICAS INTERACTIVAS

12. Proyecto MESMIS

Yankuic Galván-Miyoshi

13. Paso a paso con el MESMIS

Yankuic Galván-Miyoshi, Max Pimm, Tamara Ortiz-Ávila, Marta Astier y Omar Masera

14. Sustentabilidad y sistemas dinámicos

Luis García-Barrios y Max Pimm

15. Diseño sustentable y negociación social

Luis García-Barrios y Max Pimm

Prefacio

En la última década, el concepto de sustentabilidad se ha establecido como un eje fundamental para el diseño y evaluación de sistemas de manejo de recursos naturales, desarrollo de nuevas tecnologías, e incluso de políticas públicas. El concepto sigue siendo sin embargo, extremadamente difícil de definir y poner en práctica de manera coherente. Cuando se profundiza en el tema y se trata de entender y analizar la sustentabilidad de los sistemas socioambientales, que son dinámicos y multiagentes, afloran sus vicisitudes y retos desde el punto de vista conceptual y metodológico.

El desarrollo de marcos de análisis y evaluación que permitan hacer operativo el concepto de sustentabilidad de manera coherente es así más necesario que nunca. Dentro del proyecto de Evaluación de Sustentabilidad MESMIS, un esfuerzo interdisciplinario que comenzó hace diez años y reúne investigadores procedentes de varias instituciones de México, queremos aportar elementos para hacer frente a este reto con la publicación del presente volumen.

El presente libro es también el resultado de una intensa reflexión interna del grupo de trabajo. En efecto, después de haber publicado en 1999 el libro “Sustentabilidad y manejo de recursos naturales” con la descripción del Marco MESMIS, el grupo inició una etapa de intensa difusión de la metodología que aportó materiales muy valiosos, una rica experiencia y nuevos retos teórico-prácticos. En el transcurso de estos años, se completaron 40 estudios de caso utilizando la metodología MESMIS en diferentes regiones del mundo. Estos estudios fueron documentados en dos libros editados dentro del proyecto “Mesmis: Evaluación de Sustentabilidad” y en una serie de publicaciones tanto nacionales como internacionales. Durante este periodo se impartió también una serie amplia de cursos y talleres a través de los cuales se expuso el tema en escuelas, universidades, centros de investigación y grupos de productores y técnicos en comunidades rurales. De manera simultánea, se trabajó en varios aspectos teóricos ligados a las evaluaciones de sustentabilidad y en el desarrollo de instrumentos pedagógicos que facilitarían la puesta en práctica de estas evaluaciones.

El libro que hoy ponemos a su consideración surge, por un lado, de la necesidad de integrar todo este bagaje de experiencias y reflexiones del proyecto a lo largo de diez años, incorporando a su vez las nuevas ideas y propuestas que han resultado de la propia evolución de la literatura sobre el tema de sustentabilidad a nivel internacional. Por otro lado, se pretende brindar herramientas pedagógicas para facilitar la aplicación de la metodología MESMIS.

El volumen tiene dos grandes propósitos. En primer lugar se intenta presentar las herramientas teóricas y metodológicas para aproximarse a preguntas abiertas en el tema de sustentabilidad. En particular, busca responder las siguientes preguntas: ¿Qué lecciones hemos aprendido, desde el punto de vista metodológico y teórico-práctico, después de aplicar el marco a más de 40 proyectos?, ¿cómo se caracterizan los SMRN?, ¿de qué manera puede derivarse un conjunto robusto de indicadores socioambientales?, ¿Cuáles son los principales elementos que deben considerarse para entender los aspectos dinámicos de la estrategia de manejo de los SMRN incluyendo aspectos de negociación social?, ¿de qué manera se puede integrar los resultados de la evaluación de forma transparente?, ¿es posible articular distintas escalas en el análisis de sustentabilidad?, ¿cómo enfrentar el proceso de construcción de una sociedad sustentable desde una perspectiva ética-institucional?

En segundo lugar, el volumen busca brindar a los lectores una herramienta pedagógica para facilitar la comprensión de los conceptos y la puesta en práctica de las evaluaciones de sustentabilidad. Este segundo aspecto pre-

senta todo un reto en cuanto a la estructura y programación, y se plasmó en el libro electrónico en formato de disco compacto MESMIS Interactivo, el cual acompaña el presente volumen. El usuario de este material podrá poner en práctica los conceptos vertidos en este libro mediante tres módulos temáticos: (a) los pasos del marco MESMIS; (b) la dinámica de sistemas y atributos de sustentabilidad y (c) el diseño de sistemas productivos sustentables teniendo en cuenta a agentes sociales con intereses en conflicto.

Este volumen es el fruto de una intensa labor colectiva. Son muchas las personas que han contribuido de manera puntual o permanente al desarrollo del documento.

Debemos un reconocimiento especial a los participantes de los estudios de caso y a las comunidades y organizaciones en donde se realizaron estos estudios quienes se involucraron activamente en el desarrollo de la metodología. Gracias a ellos y a la colaboración y apoyo de los numerosos asistentes a los cursos y talleres en los que se aplicó el marco mesmis, fue posible aterrizar varios de los conceptos genéricos, hacer ajustes, obtener retroalimentaciones útiles para el desarrollo de la metodología y conocer las limitantes prácticas de diferentes enfoques o propuestas.

Quisiéramos agradecer muy particularmente a los revisores del trabajo, cuyos comentarios y sugerencias han sido fundamentales para enriquecer el manuscrito: Santiago Sarandón, Pascal Pérez, Gloria Guzmán, John Vandermeer, Clara Nicholls, Beatriz de la Tejera, Gerardo Bocco, Miguel Altieri y Lorena Soto. Agradecemos también la labor de edición y formato del volumen a cargo de Raúl Berea.

Agradecemos también el apoyo financiero brindado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACYT) y la Secretaría de Educación Pública a través del proyecto “Evaluación de Sustentabilidad de Sistemas Complejos Socio-Ambientales, clave 02464, Fondo I0003 dentro de la Convocatoria CB-2005-01 ECOSUR-UNAM-GIRA (2007-2010) y el apoyo concedido por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) a través del proyecto “MESMIS Evaluación de Sustentabilidad” CONACYT-SEMARNAT-2002-C01-0800 UNAM-GIRA (Oct 2003-Oct 2005).

Finalmente apreciamos enormemente el apoyo para la impresión del libro que nos brindaron la Sociedad Española de Agricultura Ecológica y la Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sostenible.

Más información sobre las diversas actividades del proyecto se encuentra disponible a través de la página de internet: www.gira.org.mx/.

Marta Astier
Omar Masera

Sección I
La experiencia del marco MESMIS

1 El proyecto de evaluación de sustentabilidad MESMIS

Omar Masera, Marta Astier, Santiago López-Ridaura, Yankuic Galván-Miyoshi, Tamara Ortiz-Ávila, Luis E. García-Barrios, Raúl García-Barrios, Carlos González y Erika Speelman

1. ANTECEDENTES

Las metodologías de evaluación emergieron como una de las herramientas más útiles para hacer operativo el concepto de sustentabilidad, pues han permitido clarificar y reforzar los aspectos teóricos de la discusión sobre el tema, así como formular recomendaciones técnicas y de política para el diseño de sistemas más sustentables de manejo de recursos naturales. El proyecto que dio origen a la metodología de evaluación de sustentabilidad MESMIS¹ se inscribe dentro de esta discusión.

La primera propuesta del marco cristalizó entre 1994 y 1997, cuando la Fundación Rockefeller nos pidió desarrollar un método para evaluar la sustentabilidad de los proyectos productivos que integraban la Red “Manejo de Recursos Naturales”, financiada por esta organización en México. Para enfrentar este reto, se conformó un grupo interdisciplinario de evaluación, con el que aplicamos la metodología en un total de cinco estudios de caso agrícolas, forestales y pecuarios de diferentes regiones de México. Este trabajo fue muy fructífero, y permitió afinar teóricamente la metodología así como enfrentar el reto de hacerla aplicable a contextos ambientales y socioeconómicos contrastantes.

Se requirieron dos años adicionales de esfuerzo teórico y una intensa labor colectiva para poder integrar creativamente la experiencia ganada con estas evaluaciones. Así, en 1999 se publicó el primer libro de la metodología MESMIS (Masera *et al.*, 1999), y un año después un segundo volumen que reúne su aplicación en los primeros cinco estudios de caso (Masera y López-Ridaura, 2000). En la gestación de estos volúmenes, fue clave el trabajo de retroalimentación de los distintos grupos y colegas que coordinaron los estudios de caso en Quintana Roo, Sinaloa, Chiapas, el Sur de México y Michoacán.

Ahora, tras seis años de la publicación del primer libro MESMIS, estamos por cerrar un nuevo ciclo en el proceso de desarrollo e innovación de la metodología, con la publicación del presente volumen y de otro libro donde se analizan seis estudios de caso de experiencias agroecológicas en Latinoamérica (Astier y Hollands, 2007). En este lapso, el MESMIS se ha convertido en un marco de referencia internacional, y se ha consolidado un equipo de investigación permanente, constituido actualmente por cuatro instituciones: el Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada (GIRA), el Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la UNAM, El Colegio de la Frontera Sur

¹ Originalmente llamado Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo Incorporando Indicadores de Sustentabilidad.

y el Centro de Investigación en Ciencias Agropecuarias de la UAEM. Este equipo se ha enriquecido notablemente con las aportaciones teórico-metodológicas de los investigadores de las instituciones participantes así como de un grupo amplio de estudiantes.

El desarrollo de la metodología MESMIS ha implicado integrar críticamente aportes de varias disciplinas de las ciencias naturales y de las ciencias sociales. Es difícil precisar el aporte puntual de cada uno de los autores y las corrientes que influyeron en la generación del método. Por ello, nos limitaremos a describir algunos casos representativos, a fin de ilustrar los intrincados caminos que tuvimos que recorrer en el proceso.

Para el enfoque global del marco de evaluación fueron importantes el aporte teórico de Rolando García sobre interdisciplina y sistemas complejos (García, 1994) que concibe a los sistemas como “totalidades organizadas”; las ideas de Holling sobre el “ciclo adaptativo” en cuanto a dinámica de regulación-transformación de los sistemas, así como su organización jerárquica en diferentes escalas espaciales y temporales (Gunderson y Holling 2002, Holling 2001), y los postulados de Bak (1996) en cuanto a los procesos de autoorganización.

También retomamos las propuestas de Clayton y Radcliffe (1996) en el marco de la teoría de “soft-systems” (sistemas suaves, si se utiliza una traducción literal) sobre la multidimensionalidad del concepto de sustentabilidad y los problemas metodológicos para su evaluación. Los conceptos de GIDSA (1996), Gallopín (2002), Conway (1994) y Lele (1993) nos permitieron dar coherencia teórica a los atributos sistémicos de los sistemas de manejo. Giampietro y Pastore (2000) y Ten Brink (1991) ilustraron procedimientos innovativos y transparentes para la integración gráfica de los indicadores de sustentabilidad.

Desde el ámbito sociológico, fue muy importante el trabajo de Becker y Ostrom (1995) sobre los principios para el manejo sustentable de recursos comunes. Finalmente, tuvimos en la literatura agroecológica (Altieri, 1987) y etnoecológica (Toledo, 1998) una fuente de inspiración en cuanto a la importancia de los saberes locales y las estrategias de diversificación socioeconómica y cultural de los sistemas campesinos.

Finalmente, la reflexión sobre la evaluación como proceso formativo-educativo estuvo muy influenciada por los escritos de Freire (1973), y la importancia de un enfoque participativo por Cohen y Uphoff (1980) y otros autores.

2. DEL MARCO DE EVALUACIÓN AL PROYECTO MESMIS

El segundo elemento innovador de la metodología MESMIS ha sido la estructura del proyecto que le dio origen y continuidad. Por un lado, como ya mencionamos, se constituyó un grupo de trabajo multinstitucional e interdisciplinario integrado por cuatro instituciones de base —tres centros de investigación y una asociación civil— y profesionales de varias disciplinas dentro de las ciencias naturales y de ingeniería. Por otro lado, para romper con el problema usual de que los desarrollos teóricos pocas veces tienen aplicación en la resolución de problemas concretos de nuestra sociedad, el proyecto se diseñó para cubrir cuatro tareas fundamentales: *investigar-capacitar-aplicar-documentar*. Esto, a su vez, dio lugar a cuatro grandes áreas de acción fuertemente integradas:

- a) La aplicación del marco en una serie de estudios de caso en el sector rural, y la posterior sistematización y análisis crítico del conjunto de experiencias generadas.
- b) La formación de recursos humanos a través de programas universitarios de licenciatura y de postgrado, y la capacitación, a través de cursos, talleres y seminarios, de individuos y organizaciones interesadas en evaluar la sustentabilidad de los sistemas productivos.
- c) La generación y difusión de materiales didácticos y de referencia para facilitar la aplicación del marco MESMIS y la discusión sobre sustentabilidad.
- d) La investigación en temas emergentes sobre sustentabilidad, y el desarrollo de un marco metodológico para la evaluación de sistemas alternativos de manejo de recursos naturales.

Estudios de caso

Una de las principales preocupaciones del proyecto es la validación del marco MESMIS en una serie de estudios de caso, así como la sistematización de las experiencias generadas a partir de su aplicación. Hasta ahora, se han documentado a profundidad once estudios de caso en tres publicaciones (Masera y López-Ridaura 2000; Ortiz y Astier,

2004; Astier y Hollands, 2007) que analizan la sustentabilidad de sistemas campesinos tipo de México y Latinoamérica. Además de estas experiencias, se han aplicado de manera independiente unos 30 estudios de caso que incluyen tesis de maestría y doctorado, proyectos de investigación y trabajos de diversas organizaciones.

Los estudios de caso documentan la aplicación de la metodología MESMIS en diversos sistemas, contextos ecológicos y situaciones socioeconómicas, desde el Cono Sur a la Península Ibérica. Entre las experiencias registradas se cuentan sistemas de producción vitivinícola en pequeña escala en Argentina y Portugal, producción diversificada que utiliza múltiples pisos ecológicos en las zonas andinas, manejo comunitario de bosques y selvas en México, sistemas agrosilvopastoriles y de ganadería en pequeña escala, producción hortícola, y evaluación de opciones tecnológicas para la cocción alimentaria rural.

Los equipos de evaluación han incluido personas de instituciones de investigación y ONG que trabajan directamente con comunidades rurales. Se ha procurado que las experiencias abarquen situaciones contrastantes en cuanto a capacidades técnicas, acceso a información, participación campesina, tiempo y acceso a recursos disponibles para la evaluación. Todas estas experiencias nos permiten entender mejor los retos futuros para el diseño de sistemas más sustentables.

Algunos resultados del análisis de más de diez años de experiencia en la aplicación del marco MESMIS pueden consultarse en Speelman *et al.* (2007), Astier *et al.* (en preparación) y el capítulo 2 de este volumen. Asimismo, en el módulo “Proyecto MESMIS” en el MESMIS *Interactivo*, se describen brevemente algunos de los estudios más representativos desarrollados en México y Latinoamérica.

Capacitación y formación de recursos humanos

Un segundo aspecto total del proyecto MESMIS es que ha servido para formar un conjunto amplio de personas con un nuevo enfoque sobre la multidimensionalidad del manejo de recursos naturales y sus ecosistemas asociados. Se ha tratado de cubrir diversos ámbitos educativos, como programas de licenciatura y postgrado en universidades de México y España, cursos internacionales y talleres de capacitación a promotores rurales. Un buen ejemplo de los esfuerzos de capacitación realizados es el curso-taller internacional de evaluación de sustentabilidad —actualmente en su séptima edición—, que ha servido para formar a 190 profesionistas y técnicos de ciencias sociales y naturales de 12 países y 20 estados de México. Además, el trabajo con los grupos locales campesinos y de organizaciones no gubernamentales también ha sido muy importante, ya que han permitido conectar el trabajo teórico con su aplicación en situaciones concretas, especialmente de los pequeños productores rurales latinoamericanos. También se han brindado cursos y talleres en seis países iberoamericanos, así como conferencias a nivel internacional.

Paralelamente, se desarrolló el MESMIS *Interactivo* con la intención de brindar nuevas herramientas para la enseñanza en temas emergentes de sustentabilidad y su evaluación. Este material proporciona ejercicios y tutoriales para practicar los conceptos y herramientas más importantes para la aplicación del marco MESMIS, y está incluido (en CD) como parte integral del presente volumen; también hemos publicado este material en línea (www.gira.org.mx), pues estamos conscientes de las posibilidades que los medios electrónicos ofrecen hoy en día para llegar a un público cada vez más amplio.

Publicaciones y material de apoyo

Otro aspecto que aborda el proyecto MESMIS es la generación de un conjunto de materiales para brindar las bases teóricas y metodológicas en torno al concepto de sustentabilidad y su evaluación, con el objetivo de promover su discusión y puesta en práctica. Estos materiales incluyen:

- *Publicaciones* para la difusión de los resultados del proyecto MESMIS. Abarcan los avances teóricos y metodológicos del marco MESMIS, la sistematización y el análisis de los estudios de caso, así como diversos materiales de divulgación y apoyo a la docencia. Las publicaciones cubren diversos formatos de divulgación como libros y artículos nacionales e internacionales, manuales y documentos de trabajo, así como distintos medios electrónicos como páginas web y materiales interactivos. Hasta 2007 se han publicado cuatro libros, varios artículos de investigación en revistas internacionales, y toda una serie de materiales didácticos, manuales, materiales de apoyo y modelos de simulación. Con este volumen incluimos el disco compacto MESMIS *Interactivo*, una herramienta pedagógica especialmente diseñada para facilitar también la aplicación del MESMIS así como la comprensión de conceptos teóricos ligados a la dinámica de sistemas de manejo.

- *Base de datos SUSTENTA*, que incluye más de 550 referencias selectas sobre el desarrollo teórico del concepto de sustentabilidad, los esfuerzos prácticos para su evaluación, indicadores de sustentabilidad, y estudios sobre sistemas de manejo de recursos naturales en el contexto campesino. Este material busca brindar documentos de base que ayuden en la discusión sobre sustentabilidad y su aplicación en proyectos encaminados a mejorar el perfil socioambiental de los sistemas de manejo.

Investigación y desarrollo de herramientas para la evaluación de sustentabilidad

Dentro del Proyecto MESMIS, la investigación sobre el concepto de sustentabilidad y su evaluación se ha enfocado en diferentes ejes temáticos, considerados de frontera en la literatura internacional. De esta manera, a casi once años del inicio del proyecto, la metodología MESMIS se mantiene en un proceso continuo de evolución. Las principales áreas de trabajo, cuyos resultados se presentan en el presente volumen son:

- *Marcos de evaluación de sustentabilidad*. Comúnmente las evaluaciones de sustentabilidad terminan en listas de indicadores, o bien en medidas agregadas de poca utilidad práctica. En la última década, se han desarrollado diversos marcos de evaluación que pretenden solucionar este problema. El Capítulo 3 examina críticamente diferentes marcos de evaluación de sustentabilidad propuestos en la literatura, e identifica sus principales problemas y los retos que todavía existen para operativizar el concepto de sustentabilidad.
- *Caracterización de sistemas de manejo*. Todo análisis parte de una caracterización previa de la unidad de estudio. Como se mencionó antes, desde una perspectiva sistémica, los sistemas de manejo se conciben como unidades integradas; por lo tanto, no es adecuado delimitarlos de manera aislada considerando únicamente criterios económicos, sociales o ambientales. Los sistemas de manejo no poseen límites naturales, y su caracterización depende de una conceptualización particular (una base epistemológica, una escala de análisis y una aproximación metodológica). Cómo integrar múltiples formas de entender, describir y analizar los sistemas de manejo de recursos naturales es hoy en día uno de los principales retos en la evaluación de sustentabilidad. Esta problemática se aborda en el capítulo 4.
- *Indicadores de sustentabilidad*. La operativización del concepto de sustentabilidad requiere de elementos de medición adecuados que permitan monitorear la evolución de los sistemas de manejo en el tiempo. Estos indicadores deben reflejar los atributos generales de sustentabilidad y a la vez ser específicos a los sistemas de manejo bajo estudio. Un primer problema es vincular las propiedades de los sistemas dinámicos con aspectos tangibles, susceptibles de ser medidos y analizados, y que a la vez sean robustos. En el capítulo 5 se aborda el tema de indicadores de sustentabilidad, su articulación con los atributos dinámicos de los sistemas de manejo, y algunos ejemplos de indicadores comúnmente utilizados en la literatura sobre el tema.
- *Integración de indicadores de sustentabilidad*. Para llevar las evaluaciones un paso más adelante, es fundamental la adecuada integración de los indicadores, de modo que permitan la valoración integral de los sistemas de manejo y la integración de valores normativos que ayuden en los procesos de planificación y toma de decisiones, así como la priorización de los aspectos críticos que afectan o fortalecen la sustentabilidad de los sistemas de manejo. En el capítulo 6 se abordan los principales problemas y retos en la integración de indicadores, y algunas alternativas metodológicas para enfrentarlos.
- *Análisis multiescalar*. Una de las principales consecuencias de la modernización ha sido la creciente interdependencia entre sociedades y economías en todo el mundo. Paralelamente, los problemas ambientales actuales son resultado de procesos que ocurren tanto a nivel local como global. Por tanto, en el estudio de la sustentabilidad son fundamentales algunas preguntas: ¿cómo se afectan mutuamente los sistemas ubicados en diferentes escalas espacio-temporales?, ¿cómo integrar múltiples escalas de interés en las evaluaciones?, ¿qué elementos son relevantes para la evaluación en cada escala de análisis? El Capítulo 7 aborda estas preguntas y brinda recomendaciones metodológicas para aproximarse a una evaluación de sustentabilidad considerando múltiples escalas.
- *Sistemas dinámicos*. Este tema es una aproximación al estudio de sistemas de manejo de recursos naturales desde la perspectiva de la teoría general de sistemas. En este enfoque se pone atención en las interacciones dinámicas entre múltiples procesos sociales, económicos y ambientales, y en las propiedades o atributos sistémicos que emergen de dicha interacción. ¿Cómo entender estas transformaciones dinámicas? y ¿cómo modelar los atributos de los sistemas de manejo sustentables? son preguntas fundamentales en el desarrollo del marco de evaluación de sustentabilidad MESMIS. Al respecto, una perspectiva de la evaluación de sustentabilidad desde la modelación de sistemas

dinámicos se aborda en el capítulo 8, mientras que el capítulo 9 detalla dos modelos desarrollados en el proyecto MESMIS para facilitar la comprensión de los aspectos dinámicos de los sistemas de manejo de recursos naturales. El software necesario para correr estos dos modelos está incluido en el MESMIS *Interactivo* (CD).

- *Toma de decisiones y cooperación entre agentes sociales.* Los problemas que surgen en el manejo de recursos naturales involucran múltiples actores con perspectivas e intereses distintos que —casi por regla general— se encuentran en conflicto. La evaluación de sustentabilidad requiere incorporar los múltiples objetivos que se espera cumpla un recurso o una estrategia de manejo particular, y hacer explícitos los conflictos que surgen entre ellos. ¿Cómo diseñar y elegir alternativas de manejo sustentable bajo estas condiciones? Los enfoques tradicionales se basan en la idea de que es posible identificar un vector de cambio que integre y optimice el conjunto de objetivos y aspiraciones de una sociedad. Sin embargo, cada vez se hace más patente (a partir de las discusiones sobre el concepto de sustentabilidad) la imposibilidad de definir, desde la perspectiva del experto, un *estado preferido* o sustentable. La sustentabilidad entonces es un proceso que se construye a partir de una visión local colectiva, y su búsqueda requiere la cooperación de todos los miembros de una sociedad. El Capítulo 10 ofrece una extensa discusión teórico-filosófica de estos problemas.

3. EL MARCO MESMIS

El MESMIS constituye una herramienta innovadora para encarar varios de los interrogantes planteados en el área de evaluaciones de sustentabilidad. Sus aportaciones principales se han dado tanto en el ámbito teórico-metodológico como en la estructura del programa de investigación propuesto.

Metodológicamente, las evaluaciones de sustentabilidad de los sistemas productivos evolucionaron de listas de indicadores a apropiadamente marcos de evaluación en la década de 1990; como ejemplos, tenemos los casos del marco FESLM (Gameda y Dumanski, 1994), y el marco del CIFOR para sistemas forestales (Prabhu *et al.*, 1999). Esto constituyó un avance significativo, pues permitió dar mayor coherencia al proceso de derivación y al monitoreo de indicadores. Simultáneamente, también se dieron avances importantes en las técnicas gráficas de integración de resultados basados en criterios múltiples, aunque todavía no necesariamente ligadas a las evaluaciones de sustentabilidad; ejemplos importantes son el diagrama AMOEBA de Ten Brink (1991), los mapas para la representación multiescalar de Giampietro y Pastore (2000), y los mapas para evaluación de sustentabilidad de Clayton y Radcliffe (1996), que han facilitado notablemente el trabajo de interpretación de los resultados de la evaluación.

Sin embargo, la mayor parte de las metodologías inicialmente propuestas concebían a la evaluación como un proceso lineal, sin un sustento teórico sólido para la derivación de los indicadores. Asimismo, se enfatizaban evaluaciones rápidas y con énfasis en una calificación final —numérica u ordinal— entre opciones tecnológicas y de manejo, en lugar de buscar un cambio en las prácticas de manejo o un análisis conjunto con los productores. Varias de estas metodologías se quedaron en artículos científicos y nunca fueron validadas en campo.

Considerados tales antecedentes, en el desarrollo del MESMIS propusimos varios cambios e innovaciones fundamentales para paliar las deficiencias detectadas en los métodos anteriores. Así, se derivó un proceso de evaluación de sustentabilidad cíclico, con un enfoque participativo, sistémico y multiescalar, validado mediante estudios de caso, que tiene como meta fundamental aportar elementos concluyentes para mejorar los sistemas de manejo de recursos naturales. Además, el MESMIS propone un proceso de análisis y retroalimentación en el que se brinda una reflexión crítica destinada a mejorar las posibilidades de éxito de las propuestas de sistemas de manejo alternativos y de los propios proyectos involucrados en la evaluación. De esta manera, se busca entender de manera integral las limitantes y las posibilidades para la sustentabilidad de los sistemas de manejo que surgen de la intersección de procesos ambientales con los ámbitos social y económico. El MESMIS presenta una estructura flexible para adaptarse a diferentes niveles de información y capacidades técnicas disponibles localmente, e implica un proceso de evaluación participativo que enfatiza dinámicas de grupo y una retroalimentación constante del equipo evaluador.

La sustentabilidad se concibe de manera dinámica, multidimensional y específica a un determinado contexto socioambiental y espacio-temporal. Los sistemas de manejo sustentables son aquellos que “permanecen cambiando”, para lo cual deben tener la capacidad de ser productivos, de autoregularse y de transformarse, sin perder su funcionalidad. A su vez, estas capacidades pueden ser analizadas mediante un conjunto de *atributos* o propiedades

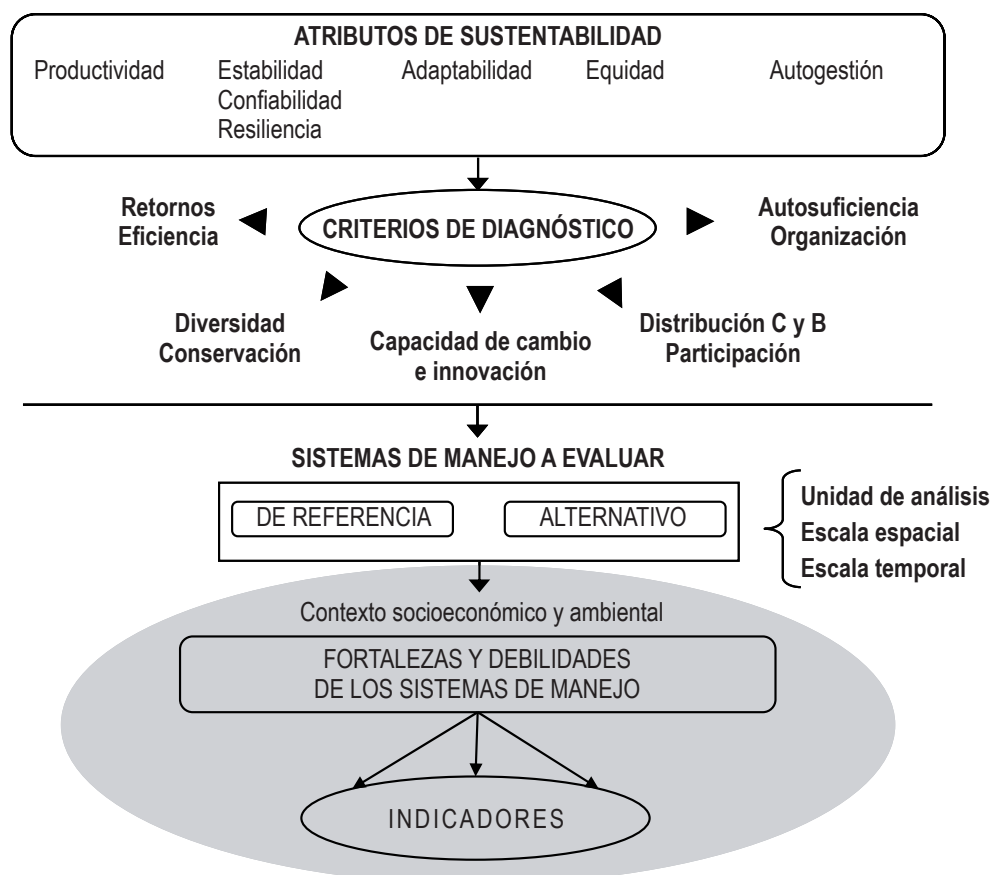
sistémicas fundamentales, que son: productividad, resiliencia, confiabilidad, estabilidad, autogestión, equidad y adaptabilidad² (Figura 1).

Una vez definidos los sistemas de manejo (u objeto de estudio de la evaluación) se sigue un esquema jerárquico, a partir de la identificación de las fortalezas y las debilidades de los sistemas en cuanto a estos atributos genéricos, para obtener luego un conjunto robusto de indicadores de sustentabilidad que toman en cuenta aspectos ambientales, sociales y económicos, y quedan coherentemente ligados con los atributos (Figura 1).

Operativamente, la evaluación se realiza en ciclos sucesivos que configuran un proceso dinámico en espiral o helicoidal (Figura 2). Esto contrasta con los métodos convencionales, en los que generalmente se examinan los sistemas de forma estática, condensándolos en un tiempo dado. Las diferencias entre estos enfoques serían parecidas —hablando metafóricamente— a las que obtendríamos de describir un paisaje mediante una foto (evaluación convencional) o mediante una película (evaluación de sustentabilidad) del sistema.

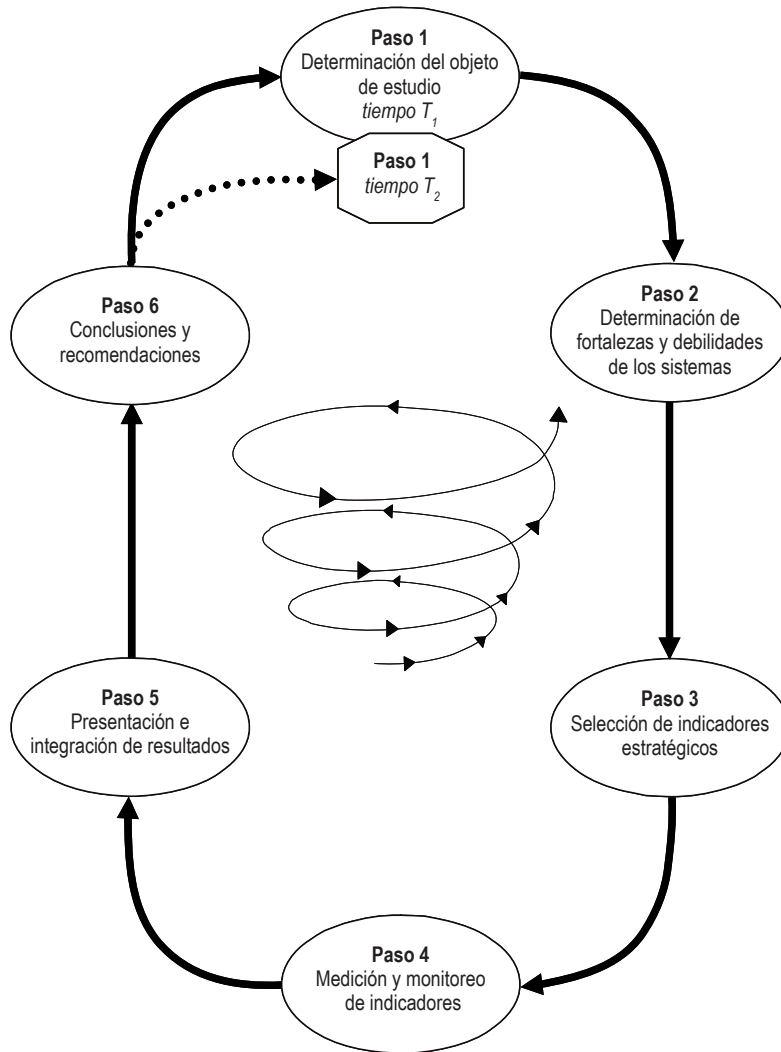
Cada ciclo de evaluación consta de seis pasos y cubre la caracterización del sistema de manejo —incluidos sus componentes, subsistemas e interacciones entre subsistemas—, el estudio de las fortalezas y las debilidades en términos de los atributos de sustentabilidad, la derivación y el monitoreo de indicadores, un proceso de integración de indicadores, y una fase de conclusiones y recomendaciones. Como complemento del método se ha desarrollado una serie de herramientas analíticas que incluye modelos de simulación (García-Barrios y Pimm, en este mismo volumen), y se ha diseñado material interactivo y didáctico. Estos y otros aportes del proyecto se pueden consultar con mayor detalle en el disco compacto *MESMIS Interactivo*, o bien en internet en la dirección www.gira.org.mx. A continuación esbozaremos los principales elementos de cada paso de la metodología MESMIS.

FIGURA 1. ESQUEMA GENERAL DEL MESMIS: RELACIÓN ENTRE ATRIBUTOS E INDICADORES



² Consultar el libro MESMIS (Masera *et al.*, 1999) para una definición detallada y ejemplos de cada atributo de sustentabilidad.

FIGURA 2. EL CICLO DE EVALUACIÓN EN EL MEMSIS



Fuente: Masera *et al.*, 1999.

Caracterización de los sistemas de manejo

Durante el primer paso del ciclo de evaluación, se deben efectuar tres tareas concretas:

- Identificar el o los sistemas de manejo que se van a analizar, así como su contexto socioambiental y las escalas espacial y temporal de la evaluación.
- Caracterizar el sistema de manejo de referencia (tradicional o convencional) que predomina en la región.
- Caracterizar el sistema alternativo. Para los estudios longitudinales, es decir comparaciones multitemporales, se debe caracterizar el sistema antes y después de las modificaciones realizadas.

Además, la caracterización de los sistemas de manejo debe incluir una descripción clara de:

- Los diferentes componentes biofísicos del sistema.
- Los insumos requeridos y extraídos (entradas y salidas) del sistema. De preferencia se intentará obtener un diagrama con la descripción cualitativa de las entradas y las salidas del sistema, y las relaciones entre sus diferentes componentes (p. ej., entre los módulos pecuario, forestal y agrícola).
- Las prácticas agrícolas, pecuarias o forestales que involucra cada sistema.
- Las principales características socioeconómicas de los productores, y los niveles y tipos de sus organizaciones.
- Las interacciones existentes entre los sistemas y subsistemas (p. ej., el subsistema agrícola se abastece de agua para riego de un manantial aguas arriba).

Determinación de las fortalezas y las debilidades de los sistemas de manejo

Después de caracterizar los sistemas de manejo, es importante analizar los aspectos o los procesos que limitan o fortalecen la capacidad de los sistemas para sostenerse en el tiempo. Al identificar las fortalezas y las debilidades se parte, conceptualmente, de los criterios de diagnóstico para hacer preguntas clave como ¿cuáles son los factores o los procesos ambientales, técnicos, sociales y económicos que, ya sea de forma individual o combinada, pueden tener un efecto positivo o negativo en los retornos, la eficiencia o la conservación de recursos de los sistemas de manejo?; en otras palabras, ¿cuáles son los puntos donde el agroecosistema es más vulnerable o presenta problemas?, y ¿cuáles son los puntos donde es más robusto?

La identificación de las fortalezas y las debilidades del sistema es una tarea indispensable para centrar y dar dimensiones manejables al problema bajo análisis. Los factores que teóricamente podrían incidir sobre la sustentabilidad de un sistema de manejo son tantos que, si no se hace este esfuerzo de síntesis, difícilmente se obtendrán resultados verdaderamente útiles de la evaluación.

Selección de los criterios de diagnóstico e indicadores estratégicos

Una vez determinado el problema bajo estudio —es decir, los sistemas de manejo de referencia y alternativo con sus objetivos y características, así como sus fortalezas y debilidades—, se procede a identificar los diferentes indicadores que permitirán evaluar el grado de sustentabilidad de los sistemas de manejo propuestos.

Los criterios de diagnóstico describen los atributos generales de sustentabilidad. Representan un nivel de análisis más detallado que éstos, pero más general que los indicadores. De hecho, constituyen el vínculo necesario entre atributos, puntos críticos e indicadores, para que éstos últimos permitan evaluar de manera efectiva y coherente la sustentabilidad del sistema.

Los indicadores son particulares a los procesos de los que forman parte; así, algunos indicadores apropiados para ciertos sistemas pueden ser inapropiados para otros. Por esta razón, no existe una lista de indicadores universales (Bakkes *et al.*, 1994). De hecho, los indicadores concretos dependerán de las características del problema específico bajo estudio, de la escala del proyecto, del tipo de acceso y de la disponibilidad de datos.

Medición y monitoreo de los indicadores

Una vez obtenido el cuadro resumen con la lista final de indicadores ambientales, económicos y sociales, es necesario discutir con detalle el procedimiento que se utilizará para su medición y monitoreo. Existe toda una gama de posibilidades para la medición de indicadores. Puesto que la sustentabilidad se refiere al comportamiento del sistema de manejo en el tiempo, conviene hacer énfasis en métodos de toma de información que incluyan el monitoreo de procesos durante cierto lapso, el análisis de series históricas o el modelaje de ciertas variables.

Presentación e integración de resultados

En esta etapa del ciclo de evaluación, se deben resumir e integrar los resultados obtenidos mediante el monitoreo de los indicadores. Por lo tanto, se trata un momento clave en el ciclo de evaluación, pues se pasa de una fase de diferenciación centrada en la recopilación de datos para cada indicador, a otra de síntesis de la información que allanará el camino para, posteriormente, poder emitir un juicio de valor sobre los sistemas de manejo analizados, que refleje cómo se comparan entre sí en cuanto a su sustentabilidad.

Desarrollar procedimientos que permitan integrar los resultados de manera efectiva no es una tarea sencilla. En este paso, el principal reto metodológico es que se trabaja con una serie de indicadores que condensan información de tipo muy variado y, por lo tanto, difícilmente agregable. Para la integración de los indicadores se han desarrollado métodos multicriterio que permiten examinar de manera transparente la multidimensionalidad de los sistemas, así como detectar posibles sinergias o relaciones de competencia entre los distintos atributos sistémicos (p. ej., la relación entre aumentos en los rendimientos agrícolas o económicos, por un lado, y la conservación de los recursos, por el otro).

Conclusiones y recomendaciones

Con este paso se cierra el primer ciclo de evaluación. Representa el momento de recapitular los resultados del análisis, con el fin de emitir un juicio de valor al comparar entre sí a los distintos sistemas en cuanto a su sustentabilidad.

Es también el momento de reflexionar sobre el propio proceso de evaluación, y de plantear estrategias y recomendaciones que permitirán iniciar un nuevo ciclo de evaluación de los sistemas de manejo en un estado cualitativamente diferente (tiempo T_2 en la Figura 2). Para conseguir los objetivos planteados, el equipo evaluador deberá emplear técnicas participativas con los productores, los técnicos, los investigadores y demás individuos involucrados en la evaluación.

El primer objetivo de este último paso del ciclo de evaluación es presentar una serie de conclusiones claras sobre los sistemas de manejo analizados. Para este fin, el equipo evaluador deberá desarrollar:

- Una valoración de la sustentabilidad del sistema alternativo en comparación con la del tradicional.
- Una discusión de los elementos principales que permiten o impiden al sistema alternativo mejorar la sustentabilidad con respecto al sistema de referencia.

Asimismo, como parte de las conclusiones, es importante hacer un análisis del propio proceso de evaluación con el fin de detectar sus debilidades y fortalezas en:

- Aspectos logísticos.
- Aspectos técnicos o metodológicos.

Las conclusiones y las recomendaciones obtenidas en este paso de la evaluación, como ya se mencionó, son el punto de partida para comenzar un nuevo ciclo de evaluación de sustentabilidad.

4. RESULTADOS DEL PROYECTO

A nivel metodológico, el MESMIS se inscribe dentro de los esfuerzos por romper con el enfoque productivista y de corto plazo actualmente dominante en el manejo de recursos naturales. Como mencionamos en la introducción del capítulo, este paradigma —y más ampliamente, el modelo de desarrollo socioambiental que lo sustenta— está hoy en crisis debido a las graves inequidades sociales y los problemas ambientales que enfrentamos a nivel global.

La metodología MESMIS impulsa una reflexión crítica y un acercamiento participativo y plural para el diseño de sistemas de manejo de recursos más sustentables. Enfatiza la necesidad de tener una visión interdisciplinaria y dinámica de los sistemas, que busca potenciar o crear sinergias entre la producción de bienes y servicios, la equidad social en el acceso a estos beneficios y la conservación de los recursos naturales. La generalización de este tipo de enfoques seguramente permitirá mejorar la capacidad de investigadores, técnicos y manejadores de recursos naturales para conceptualizar el manejo de sistemas productivos de una manera mucho más integral; también ayudará a contar con herramientas más apropiadas para generar alternativas de largo plazo. En los nuevos enfoques, la diversidad y la articulación de los sistemas no se perciben como un obstáculo para su aprovechamiento sino como propiedades deseables de éstos. Estos métodos también aportan conjuntos robustos de indicadores de sustentabilidad sociales, económicos y ambientales que permitirán monitorear los sistemas de manera mucho más completa y que darán elementos para impulsar acciones correctivas oportunamente.

En un ámbito más general, el MESMIS se suma a toda una serie de autores y grupos de investigación que hoy plantean la necesidad de un nuevo enfoque o “paradigma” científico (Funtowicz y Ravetz, 1992). Este nuevo paradigma implica —entre otras cosas— un replanteamiento del “contrato social de la ciencia” (ICSU, 2005; Lubchenco, 1998), o incluso una “ciencia para la sustentabilidad” (Kates *et al.*, 2001). En este nuevo paradigma, la ciencia se presenta como una actividad humana con un enfoque plural, plenamente comprometida con el cambio hacia una sociedad más sustentable; en particular, incluye un acercamiento y entendimiento de los problemas locales (*context-based research*, en inglés), la expresión de los problemas a diferentes escalas de observación, y una mejor articulación entre la teoría y sus aplicaciones prácticas. El manejo de recursos se considera desde una óptica multidimensional; no se dirige a controlar o a artificializar la naturaleza, sino a desarrollar estrategias y sistemas que permitan hacer frente a un medio socioambiental incierto y cambiante, y a la posibilidad de cambios de estado impredecibles o incluso irreversibles.

Como han demostrado Kuhn y otros historiadores de la ciencia, el cambio no será fácil ni probablemente gradual, implicará una revolución —“un punto de quiebre”— en varios de los postulados que hoy damos por sentados en la tradición científica moderna. Sin embargo, esta tarea es hoy más que nunca insoslayable.

BIBLIOGRAFÍA

- Altieri, M. A. 1987. *Agroecology: The Scientific Basis of Alternative Agriculture*. Westview Press Boulder.
- Astier, M., y J. Hollands (eds.). 2007. *Sustentabilidad y campesinado: seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, 2a ed. Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Astier, M., E. N. Speelman, O. Masera, y S. López-Ridaura (en preparación). *Trends and Trade-off's in Sustainability Evaluation of Latin American Peasant Natural Resource Management Systems: Analysing Fifteen Case Studies*.
- Bak, P. 1996. *How Nature Works*. Copernicus, Nueva York.
- Bakkes, J. A., G. J. van den Born, J. C. Helder, R. J. Swart, C. W. Hope, y J. D. E. Parker. 1994. *An Overview of Environmental Indicators: State of the Art and Perspectives*. UNEP/RIVM, Nairobi, Kenia.
- Becker, C. D., y E. Ostrom. 1995. "Human Ecology and Resource Sustainability: the Importance of Institutional Diversity". *Annual Review of Ecological Systems* 26: 113-133.
- Clayton, M. H., y N. J. Radcliffe. 1996. *Sustainability: A Systems Approach*. Westview Press, Colorado.
- Cohen, J. M., y N. Uphoff. 1980. "Participation's Place in Rural Development: Seeking Clarity through Specificity". *World Development* 8: 213-235.
- Conway, G. R. 1994. "Sustainability in Agricultural Development: Trade-off's Between Productivity, Stability and Equitability". *Journal for Farming Systems Research-Extension* 4: 1-14.
- Freire, P. 1973. *¿Extensión o comunicación? La concientización en el medio rural*. Siglo XXI, Madrid.
- Funtowicz, S. O., y J. R. Ravetz. 1992. "A New Scientific Methodology for Global Environmental Issues". Págs. 137-152, en R. Costanza (ed.). *Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, Nueva York.
- Gallopín, C. G. 2002. "Planning for Resilience: Scenarios, Surprises and Branch Points". Págs. 361-392, en H. L. Gunderson y C. S. Holling (eds.). *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Island Press, Londres.
- Gameda, S., y J. Dumanski. 1994. "Framework for Evaluation of Sustainable Land Management: Case Studies of Two Rainfed Cereal-livestock Land Use Systems in Canada". Págs. 410-421, en *15th World Congress of Soil Science*, INEGI/CNA, Acapulco, México.
- García, R. 1994. "Interdisciplinarietà y sistemas complejos". Págs. 85-123, en E. Leff (ed.). *Ciencias sociales y formación ambiental*, Gedisa, Barcelona.
- Giampietro, M., y G. Pastore. 2000. "The Amoeba Approach: A Tool for Multidimensional Analyses of Agricultural System Performance", en J. Köhn, J. Gowdy, y J. van der Straaten (eds.). *Sustainability in Action. Sectoral and Regional Case Studies*, Edward Elgar, Cheltenham (UK).
- Grupo Interamericano para el Desarrollo Sostenible de la Agricultura y los Recursos Naturales (GIDSA). 1996. *Semillas para el futuro*. GIDSA, Morelia, México.
- Gunderson, H. L., y C. S. Holling. 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, DC.
- Holling, C. S. 2001. "Understanding the complexity of economic, ecological and social systems". *Ecosystems* 4: 390-405.
- International Council for Science (ICSU). 2005. *Harnessing Science, Technology and Innovation for Sustainable Development*. A report from the ICSU-ISTS-TWAS Consortium ad hoc Advisory Group, París.
- Kates, W. R., C. W. Clark, R. Corell, M. J. Hall, C. C. Jaeger, I. Lowe, J. J. McCarthy, S. H. Joachim, B. Bolin, M. N. Dickson, S. Faucheux, C. G. Gallopín, A. Grübler, B. Huntley, J. Jäger, S. N. Jodha, E. R. Kasperson, A. Mabo-gunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore III, T. O'Riordan, y U. Svedin. 2001. "Sustainability Science". *Science* 292: 641-642.
- Lélé, S. M. 1993. *Sustainability: a Plural, Multi-dimensional Approach*. Documento de trabajo. Pacific Institute for Studies in Development, Environment & Security, Oakland. <http://www.mindfully.org/Sustainability/Resilience-Sustainability-Environmentalism.htm/>.
- Lubchenco, J. 1998. "Entering the Century of the Environment: a New Social Contract for Science". *Science* 279: 491-497.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.

- Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Ortiz, T., y M. Astier. 2004. "Introducción: sistematización de experiencias agroecológicas en Latinoamérica". Págs. 4-6, en *LEISA Revista de Agroecología*. (Edición Especial: ocho estudios de caso). <http://www.LEISA-al.org.pe/antiores/especial/index.html/>.
- Prabhu, R., C. J. P. Colfer, y R. G. Dudley. 1999. *Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management: A C&I Developer's Reference*. C&I Toolbox Series Center for International Forestry Research, Jakarta. www.cifor.cgiar.org
- Speelman, E. N., S. López-Ridaura, C. N. Aliana, M. Astier, y O. Masera. 2007. "Ten years of Sustainability Evaluation using the MESMIS Framework: Lessons Learned from its Application in 28 Latin American Case Studies". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14: 345-361.
- Ten Brink, B. J. E., S. H. Hosper, y F. Colin. 1991. "A Quantitative Method for Description and Assessment of Ecosystems: the amoeba-Approach". *Marine Pollution Bulletin*, 23: 265-270.
- Toledo, V. M. 1998. "Estudiar lo rural desde una perspectiva interdisciplinaria: el enfoque ecológico-sociológico". Págs. 159-179, en *Globalización, crisis y desarrollo rural en América Latina. Memoria de sesiones plenarias del V congreso latinoamericano de sociología rural*. Asociación Latinoamericana de Estudios Rurales/Universidad Autónoma Chapingo-Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.

2 Sistematización y análisis de las experiencias de evaluación con el marco MESMIS: lecciones para el futuro

Erika N. Speelman, Marta Astier y Yankuic Galván-Miyoshi

1. INTRODUCCIÓN

Desde 1995, el marco MESMIS ha sido adoptado con éxito por organizaciones de productores, organizaciones no gubernamentales, universidades y centros de investigación, tanto a nivel nacional como internacional. En particular en Latinoamérica, el marco se ha convertido en una metodología influyente en el área de la evaluación de sustentabilidad y el manejo de recursos naturales en el contexto campesino. Para el lector interesado, en el capítulo 1 de este libro se presenta un resumen de los componentes y logros más importantes del proyecto MESMIS.

En 2007, tras diez años de desarrollo del marco, se han realizado más de 40 estudios de caso que han incorporado al MESMIS como método de análisis y discusión. Éstos se han realizado principalmente en México, Centroamérica y Sudamérica y, en menor medida, en Norteamérica y Europa (figura 1).

La sistematización y el análisis de las diferentes experiencias generadas son algunas de las preocupaciones más importantes en el desarrollo del MESMIS, ya que proporcionan lecciones importantes para el mejoramiento del marco de evaluación y para su implementación en la evaluación de alternativas de manejo y diseño de sistemas de producción sustentables.

En varios trabajos, se ha hecho un esfuerzo importante para documentar y sistematizar las diferentes experiencias de evaluación; el lector interesado puede consultar a Maserá y López-Ridaura (2000), Aliana (2003), LEISA (2004), Astier y Hollands (2007), Speelman *et al.* (2007) y Astier *et al.* (en preparación).

A modo de síntesis, este capítulo incorpora los resultados más importantes de los trabajos de sistematización y análisis previos de las experiencias de evaluación con el marco MESMIS. Primero, examinamos cómo se han llevado a la práctica los seis pasos propuestos por el marco de evaluación, para después centrar el análisis en los problemas más comunes que se presentan en los sistemas de manejo de recursos naturales, las alternativas adoptadas para enfrentarlos y los resultados obtenidos en las evaluaciones de sustentabilidad. Finalmente, el capítulo concluye con una serie de recomendaciones que consideramos importantes para mejorar en el futuro las evaluaciones de sustentabilidad con el marco MESMIS.

FIGURA 1. ESTUDIOS DE CASO EN AMÉRICA Y EUROPA



2. ASPECTOS METODOLÓGICOS DE LA APLICACIÓN DEL MARCO MESMIS

Características de los estudios de caso

Este capítulo integra el análisis y las conclusiones realizadas para un total de 29 estudios de caso, seleccionados entre un total de 48 con base en la calidad y la cantidad de la información disponible. Éstos muestran una gran diversidad de sistemas de manejo y tipos de organizaciones e instituciones que han participado en las evaluaciones. Los primeros incluyen sistemas de producción agrícolas, pecuarios, forestales, así como complejos sistemas multipropósito de tipo agrosilvopastoril; éstos últimos son el grupo más amplio en el conjunto de experiencias revisadas (Speelman *et al.*, 2007). La mayoría de los sistemas son de tipo campesino, caracterizados por una producción de pequeña escala, de subsistencia y organizada en unidades familiares. Este tipo de sistemas constituyen la fuente principal de alimento en países del Tercer Mundo; de ellos dependen cerca de 1,500 millones de personas (Chambers, 1994; Rosset, 2001), y son el tipo de sistemas a los cuales está dirigido el marco de evaluación.

Las organizaciones y las instituciones que realizaron las evaluaciones son principalmente universidades, centros de investigación y ONG. El fuerte involucramiento del sector académico muestra la importancia científica del marco y su relevancia en el contexto de la evaluación de sustentabilidad en sistemas de manejo de recursos naturales.

El contexto biofísico en el que se han desarrollado las experiencias de evaluación abarca desde climas áridos a tropicales y templados, con una alta concentración en las regiones montañosas de Latinoamérica. El contexto socio-cultural de los estudios de caso es muy diverso, y comprende desde comunidades rurales y grupos indígenas (p. ej., ejidos y comunidades), hasta cooperativas, ONG y microempresas, en regiones con altos índices de marginación. El cuadro 1 presenta las características principales de los estudios de caso, incluidos la región de estudio, el tipo de organización, el tipo de sistema y la fuente consultada para el análisis.

Caracterización de sistemas

Un primer reto en la evaluación consistió en la caracterización de los sistemas de manejo. Este paso requirió una intensa colaboración entre los investigadores, los técnicos y las familias manejadoras de los recursos naturales para poder definir y, posteriormente, describir la unidad de análisis como un sistema integrado. Los diagramas de flujo constituyeron una herramienta fundamental para entender mejor la complejidad y el funcionamiento de los sistemas de manejo. Prácticamente todos los estudios de caso utilizaron este instrumento para ilustrar claramente la

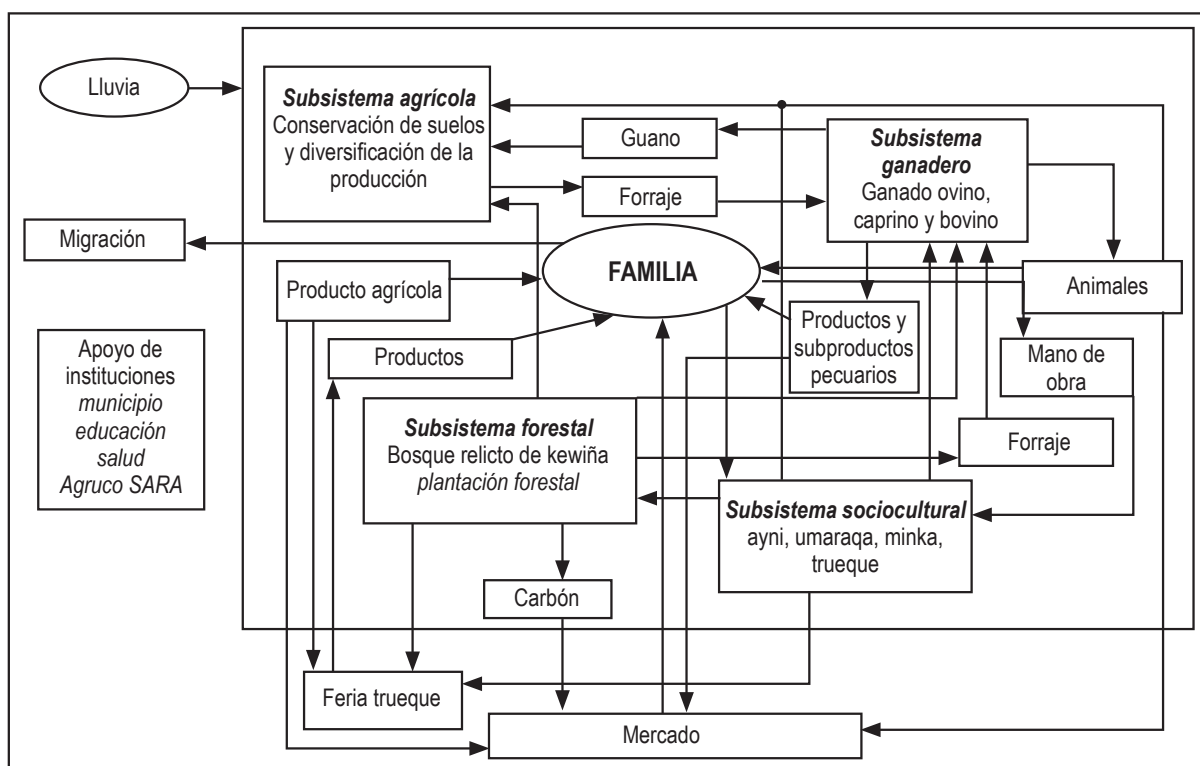
configuración de la unidad de análisis: los diferentes subsistemas, las entradas y salidas, y las interacciones entre componentes.

Como ejemplo del tipo de resultados obtenidos en este paso, en la figura 2 se muestra un diagrama de flujo realizado en el estudio de caso en Chullpakasa, Bolivia (EC 2 en el cuadro 1). En el diagrama se puede observar fácilmente cómo se organiza el sistema familiar en torno a los subsistemas agrícola, forestal, pecuario y sociocultural. Las flechas indican los insumos y los productos que entran y salen de cada subsistema. De esta manera, este paso permite entender el sistema como unidad organizada dependiente de la interacción de múltiples elementos que no pueden estudiarse de manera aislada. Dada la dificultad para evaluar simultáneamente cada uno de los componentes de los sistemas de manejo, varios de los estudios de caso centraron el análisis en un solo subsistema (pecuario, agrícola o forestal).

La mayor parte de los estudios realizaron comparaciones transversales en las que se evalúan dos sistemas con características similares, generalmente ubicados en la misma localidad, pero con estrategias de manejo distintas. En cambio, casi no se realizan estudios longitudinales, es decir las evaluaciones de un mismo sistema a lo largo del tiempo; esto puede deberse a la dificultad de obtener series históricas y de hacer predicciones para los indicadores, así como de capturar los aspectos dinámicos de los sistemas de manejo. Sin embargo, una escala temporal de largo plazo es inherente al concepto de sustentabilidad y a los atributos dinámicos como estabilidad, confiabilidad, resiliencia y adaptabilidad y, por lo tanto, es de gran importancia para las evaluaciones de sustentabilidad.

El sistema de referencia generalmente constituye un sistema típico de la región, mientras que el sistema alternativo integra prácticas y principios agroecológicos, entre los que se encuentran: la diversificación del sistema de referencia, el mejoramiento de las propiedades del suelo y la reducción en la dependencia de insumos externos.

FIGURA 2. CARACTERIZACIÓN DEL SISTEMA DE REFERENCIA EN EL ESTUDIO DE CASO DE CHULLPAKASA, BOLIVIA



CUADRO 1. CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES DE LOS ESTUDIOS DE CASO INCLUIDOS EN ESTE ESTUDIO

EC	Localidad	Organización	Sistemas evaluados	Referencia
1	Comunidad Tres Cruces, Bolivia	AGRUCO ¹⁾	Sistema tradicional agrosilvopastoril vs. Sistema agrosilvopastoril innovador, basado en principios agroecológicos	Frías y Delgado (2003)
2	Comunidad Chullpakasa, Bolivia	AGRUCO ¹⁾	Sistema agrícola con prácticas de conservación de suelo tradicionales vs. Sistema agrícola con prácticas de conservación de suelo mejoradas	Delgadillo y Delgado (2003, 2007)
3	São Mateus do Sul, Brasil	AS-PTA ²⁾	Sistema agroforestal tradicional vs. Sistema agroforestal mejorado, basado en principios agroecológicos	Gomes de Almeida y Bianconi (2003, 2007)
4	Los Altos de Chiapas, México	Unión de Ejidos Majomut ³⁾	Sistema de café orgánico vs. Sistema de café convencional	Pérez Grovas (2000)
5	Zona Maya de Quintana Roo, México	OEPFZM ³⁾	Sistema forestal por concesión, antes de 1985 vs. Sistema forestal comunal, después de 1985	Negreros-Castillo <i>et al.</i> (2000)
6	Región Sur de Sinaloa, México	CESSI/INIFAP ¹⁾ , UACH ¹⁾	Sistema agrosilvopastoril extensivo vs. Sistema agrosilvopastoril innovador	Perales Rivas <i>et al.</i> (2000)
7	Sureste de México, México	Proyecto Pachuca ¹⁾²⁾	Sistema maicero de roza, tumba y quema vs. Sistema maicero alternativo con rotación de cultivos (maíz y mucuna)	Guevara <i>et al.</i> (2000)
8	Cuenca alta del lago de Zirahuén, México	GIRA A.C. ²⁾	Sistema agrícola tradicional vs. Sistema agrícola comercial	Astier <i>et al.</i> (2000)
9	Tenango del Valle, México	UAE M ¹⁾	Sistema hortalizas vs. hortalizas más componente animal	Villa (2002)
10	Cuenca alta del lago de Zirahuén, México	GIRA A.C. ²⁾	Sistema tradicional maíz-frijol vs. Sistema diversificado	Astier <i>et al.</i> (2003, 2007)
11	Los Altos de Chiapas, México	ECOSUR ¹⁾	Sistema agrosilvopastoril extensivo vs. Sistema agrosilvopastoril intensivo	Alemán Santillán <i>et al.</i> (2003, 2007)
12	Xohuayán, México	EDUCE ²⁾ , MAC ²⁾ , K-ET XIIMBAL ²⁾ , ME'HIMAAC S.C. ³⁾ , UAY ¹⁾ , INAH ¹⁾ , UACH ¹⁾	Sistema tradicional de roza, tumba y quema vs. Sistema modificado con diversificación de cultivos y medidas de conservación de suelos.	Moya García <i>et al.</i> (2007)
13	Atlixco, México, UC ¹⁾	Subsistence-Commercial	Sistema agrícola con irrigación tradicional vs. Sistema agrícola con irrigación moderna	Ocampo Fletes (2004)
14	Valle de Toluca, México	CICA ¹⁾ , UAE M ¹⁾	Sistema agropecuario convencional vs. Sistema agropecuario con innovaciones tecnológicas y pastoreo intensivo	Brunett Pérez <i>et al.</i> (2005)
15	Solo y San Miguel de Sisa, Perú	RAAA ²⁾	Sistema tradicional de producción de algodón vs. Producción orgánica de algodón	Gomero y Velásquez (2003, 2007)
16	Misiones, Argentina	UIA ¹⁾	Seis tipos de sistemas de manejo para la producción agrosilvopastoril de pequeña escala	Rosenfeld (1998)
17	Colonia Güemes, Argentina	UNLP ¹⁾	Cinco tipos de sistemas de producción de tabaco	Sarandón (2001)
18	Remigio, Brasil	AS-PTA ²⁾	Sistema agrosilvopastoril tradicional vs. Sistema agrosilvopastoril basado en principios agroecológicos	Gomes de Almeida <i>et al.</i> (2007)
19	Municipio San Juan Guichicovi, México	UACH ¹⁾	Tres sistemas maiceros	Narváez (1996)
20	Municipio San Juan Guichicovi, México	UACH ¹⁾	Sistemas agrosilvopastoriles de mediana escala vs. Sistemas agrosilvopastoriles de pequeña escala	Narváez (1996)
21	Municipio San Juan Guichicovi, México	UACH ¹⁾	Sistema agrosilvopastoril con buenos suelos vs. Sistema agrosilvopastoril en suelos pobres	Narváez (1996)
22	Álvaro Obregón, México	UMSNH ¹⁾	Sistema convencional de trigo vs. Sistema de trigo alternativo con cultivos de cobertura	Hernández y Rodríguez (1998)

EC	Localidad	Organización	Sistemas evaluados	Referencia
23	San Pedro Pareo (Cuenca lago Pátzcuaro), México	UMSNH ¹⁾	Sistema convencional de hortalizas vs. Producción orgánica de hortalizas	Cruz Jiménez <i>et al.</i> (1998)
24	Valle Morelia-Queréndaro, México	UMSNH ¹⁾	Sistema agrosilvopastoril	Hernández (1999)
25	Nuevo San Juan Parangaricutiro, México	UMSNH ¹⁾	Sistema agrosilvopastoril indígena	Pulido (2000)
26	Jalisco, México	UL ¹⁾	Sistema agrosilvopastoril en tierras arrendadas vs. Sistema agrosilvopastoril en tierras propias	Rodríguez I Toha, (2000)
27	Norte del Valle de Toluca, México	UAE M ¹⁾	Sistema agropecuario extensivo vs. Sistema agropecuario intensivo	Hernández (2001)
28	Zona alta del Mezquital, México	UACH ¹⁾	Sistema agroforestal sin agua vs. Sistema agroforestal con agua	Sánchez (2001)
29	Capachica, Perú	CIED ²⁾	Sistema agropecuario resiliente vs. Sistema agropecuario no resiliente	Claverías (2000)

¹⁾ Universidad/ Instituto de investigación; ²⁾ ONG; ³⁾ Grupos de productores/ Organización.

Identificación de fortalezas y debilidades

Este paso del ciclo de evaluación permitió enfocar la evaluación en los aspectos que afectan de manera positiva o negativa la sustentabilidad de los sistemas de manejo. Constituyó un paso muy importante que permitió a los equipos de evaluación pasar de atributos y criterios muy generales a indicadores muy específicos que reflejan la problemática particular de cada uno de los sistemas evaluados. El sistema alternativo debe tomar en cuenta e incidir, o tratar de resolver, las debilidades identificadas. Al poner en práctica este paso se observó lo siguiente:

- La derivación de puntos críticos en general no presenta problemas, pues comúnmente los equipos de evaluación cuentan ya con un diagnóstico preliminar de la problemática de los sistemas de manejo (Masera y López-Ridaura, 2000). En efecto, varios de los estudios de caso responden al interés de diferentes organizaciones por evaluar propuestas de manejo que ya han venido implementando tiempo atrás.
- La identificación de fortalezas y debilidades permitió el acercamiento con los productores y otros actores de las comunidades y abrió espacios de participación a través de talleres y reuniones, recorridos de campo, encuestas y entrevistas, y la asistencia a asambleas.
- La gran mayoría de las evaluaciones identificaron más debilidades que fortalezas. Estas últimas comúnmente reflejan el opuesto de las debilidades.
- La elección o priorización de las fortalezas y debilidades responde, en muchos casos, a la composición misma del equipo evaluador, que son mayoritariamente de las áreas ambientales (agronomía, biología, forestales, entre otras).
- La articulación adecuada de las fortalezas y debilidades con los atributos de sustentabilidad resultó un proceso difícil de abordar, debido a lo abstracto y difícil de conceptualizar que resultan las propiedades sistémicas.

Derivación de indicadores estratégicos

Uno de los pasos que mayor esfuerzo requiere por parte de los equipos de evaluación es la derivación de indicadores estratégicos. Sin embargo, la implementación del MESMIS en este paso mostró ser flexible, pues permitió a los equipos de evaluación seleccionar diversos criterios e incluso atributos distintos a los propuestos en el marco, pero que resultaron útiles para los fines de cada experiencia.

Los criterios de diagnóstico fueron fundamentales para la concreción de los atributos de sustentabilidad y la posterior definición de los indicadores, aunque en algunos casos los equipos de evaluación no lograron vincular todos los indicadores utilizados con los atributos de sustentabilidad, ya que en ocasiones no se tiene claro el concepto del atributo o se selecciona previamente un indicador pero se desconoce a qué principio sistémico corresponde. Otra de las dificultades ha sido tratar de encasillar los indicadores en cada uno de los atributos puesto que, comúnmente, los indicadores pueden reflejar más de una propiedad del sistema.

El conjunto de indicadores utilizados muestra un sesgo profesional por parte de los equipos de evaluación. Por ejemplo, casi la mitad de los indicadores utilizados corresponden al atributo de productividad y una buena parte se enfoca en aspectos ambientales de los sistemas de manejo. Por otro lado, casi todos los indicadores se evaluaron de manera cuantitativa. Los indicadores menos trabajados son aquellos de tipo social. El cuadro 2 muestra los indicadores frecuentemente utilizados para cada uno de los atributos. Entre los más comunes se incluyen rendimientos e ingresos, para productividad; diversidad y propiedades del suelo para estabilidad, resiliencia y confiabilidad, y dependencia (o independencia) de insumos externos, para el atributo de autogestión.

CUADRO 2. FORTALEZAS Y DEBILIDADES E INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD FRECUENTEMENTE UTILIZADOS EN LOS ESTUDIOS DE CASO

Atributo	Fortalezas y debilidades	Indicadores
Productividad	<ul style="list-style-type: none"> Baja productividad Bajos ingresos 	<ul style="list-style-type: none"> Rendimientos; p. ej., rendimientos de maíz (kg año^{-1}; kg ha^{-1}) Ingresos; p. ej., ingreso neto ($\text{\\$ año}^{-1}$) Eficiencia; p. ej., beneficio / costo Costos de producción
Estabilidad, Resiliencia y Confiabilidad	<ul style="list-style-type: none"> Tendencia a monocultivo Degradación de suelos Alto uso de agroquímicos 	<ul style="list-style-type: none"> Agrodiversidad; p. ej., número de especies y variedades manejadas Propiedades del suelo; p. ej., contenido de materia orgánica, contenido de nutrientes ([N], [P],[K]) Erosión ; p. ej., Pérdida de suelos ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) Uso de agroquímicos; p. ej., fertilizantes ($\text{kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), plaguicidas ($\text{kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) Mecanismos de regulación y control (sanciones y vigilancia) reforzados por instituciones sociales para el uso racional de recursos naturales (suelo, agua, pastizales)
Adaptabilidad	<ul style="list-style-type: none"> Baja adopción de innovaciones Pérdida de conocimiento tradicional 	<ul style="list-style-type: none"> Adopción de innovaciones; p. ej., número de productores que han adoptado el sistema de manejo alternativo Conocimiento e innovación; p. ej., acceso a educación, mecanismos de difusión de conocimiento, creación de capacidades
Equidad	<ul style="list-style-type: none"> Mala distribución de costos y beneficios 	<ul style="list-style-type: none"> Participación; p. ej., participación de la mujer, Distribución; p. ej., número de beneficiarios, distribución de beneficios
Autogestión	<ul style="list-style-type: none"> Alta dependencia de insumos externos 	<ul style="list-style-type: none"> Organización ; p. ej., capacidad de organización Dependencia de insumos externos ; p. ej., Uso de insumos externos, Costos de origen externo ($\text{\\$ año}^{-1}$)

Fuente: Astier *et al.*, (en preparación).

Medición y monitoreo de indicadores

Los tipos de métodos y estrategias para la medición de los indicadores dependen de las características de cada estudio de caso y de las capacidades técnicas, financieras y de tiempo del equipo evaluador, no obstante se pueden distinguir algunas tendencias generales:

- Los métodos de medición empleados incluyen una gran diversidad de estrategias, como mediciones directas en campo, revisiones de literatura, encuestas, modelos de simulación, matrices de coeficientes técnicos, y entrevistas abiertas y semiestructuradas.
- La información socioeconómica se obtuvo principalmente a partir de encuestas y entrevistas. Por su parte, los indicadores biofísicos se obtuvieron principalmente a partir de mediciones directas; éstas incluyen parcelas experimentales, lotes de escurrimiento y análisis de laboratorio. Se acudió al uso exclusivo de información bibliográfica en pocos casos, y se utilizaron herramientas de simulación en muy pocas experiencias; en las escasas excepciones, los modelos mostraron ser realmente útiles en la evaluación de indicadores relacionados con los atributos resiliencia, confiabilidad y estabilidad.
- La medición de indicadores, en la mayoría de los casos, la realizan técnicos e investigadores. La participación por parte de los campesinos se ha incorporado principalmente a través de talleres, asambleas, encuestas y entrevistas. Sólo en algunos casos los productores lograron conformar equipos de evaluación en donde participaron de manera directa.

Integración y presentación de indicadores de sustentabilidad

En la integración de resultados, se debe determinar el nivel de desempeño de los sistemas de manejo para cada indicador, con el fin de determinar sus ventajas comparativas. En este paso se debieron resolver tres aspectos principales:

- *La elección de los indicadores a integrar*, lo cual no representó un problema debido a que, en términos generales, el conjunto de indicadores utilizados no fue muy grande. Para ello, la estructura jerárquica del marco MESMIS y la identificación de fortalezas y debilidades ayudaron en la priorización de los elementos importantes para la sustentabilidad de los sistemas de manejo.
- *La determinación de valores de referencia para los indicadores* fue uno de los aspectos más difíciles de resolver en este paso. Dado que las experiencias se realizaron en escalas muy pequeñas (parcela y unidad de producción), los óptimos responden más a valores máximos locales (p. ej., el número más alto de especies cultivadas en la localidad), o bien a metas planteadas por el equipo de evaluación y los propios productores. Cabe resaltar que, a través de los óptimos, ha sido posible darle dimensiones a la evaluación de sustentabilidad a partir de las preferencias y aspiraciones de diversos actores sociales. Finalmente, la expresión de los indicadores en medidas de desempeño ha permitido la comparación cruzada entre distintos estudios de caso (Astier *et al.*, en preparación).
- *La síntesis de los resultados* en tablas y representaciones gráficas mostró ser una herramienta importante para la visualización y la interpretación de los resultados de la evaluación. Permitió a los distintos equipos elaborar con más precisión las recomendaciones y las prioridades para el desarrollo de futuras intervenciones en los sistemas de manejo. La gráfica radial o AMIBA es una de las técnicas más utilizadas, pues ayuda a tomar decisiones de forma holística para beneficiar al “todo” en vez de a algunas partes en perjuicio de otras (North y Hewes, 2006); así, ha demostrado sus bondades como herramienta de comunicación y su flexibilidad para adaptarse a diferentes necesidades y capacidades del equipo evaluador.
- *Las relaciones entre indicadores* constituyen uno de los aspectos menos trabajados. Prácticamente ningún estudio de caso realizó ejercicios para identificar las relaciones entre indicadores, lo que deja de lado información importante sobre el funcionamiento de los sistemas de manejo y para el diseño de sistemas alternativos que puedan satisfacer diferentes atributos simultáneamente.

La mayoría de los estudios de caso han logrado incorporar adecuadamente la integración y la presentación de indicadores de sustentabilidad. Sin embargo, en algunos casos las recomendaciones fueron realizadas directamente a partir de los indicadores, sin pasar por la integración, lo que dejó fuera elementos importantes del proceso de evaluación. Por otro lado, hace falta trabajo en la discusión y la retroalimentación entre los equipos de evaluación y otros actores sociales sobre los resultados y el propio proceso de la evaluación.

Conclusiones y recomendaciones

Este paso abrió un espacio para la discusión y el análisis sobre los elementos más importantes del primer ciclo de evaluación, y sobre las estrategias propuestas para mejorar, en un segundo ciclo, tanto los sistemas de manejo como el propio proceso de evaluación.

Las conclusiones se han enfocado principalmente en la comparación de los sistemas de manejo evaluados y la descripción de los aspectos específicos que fortalecen o debilitan la sustentabilidad en los sistemas de manejo. Por su parte, las recomendaciones reflejan el interés del grupo de evaluación y los productores en indicadores específicos; éstas se han enfocado en tres aspectos principales: 1) recomendaciones para la modificación de las estrategias de manejo para un recurso específico; 2) diseño de propuestas de manejo alternativas con base en los resultados obtenidos, y 3) establecimiento de una línea de investigación por parte de la institución involucrada.

En cuanto al proceso de evaluación, las conclusiones y recomendaciones han girado en torno a: 1) incorporar en la evaluación otros subsistemas y sistemas poco analizados, así como llevar la evaluación a escalas más amplias; 2) mejorar los procesos de comunicación y discusión entre el equipo evaluador y con otros actores locales, y 3) profundizar en aspectos poco trabajados, como indicadores cualitativos y de naturaleza social.

3. RESTRICCIONES PARA EL MANEJO SUSTENTABLE DE RECURSOS NATURALES Y RESULTADOS DE LAS ALTERNATIVAS PROPUESTAS EN LA SUSTENTABILIDAD DE LOS SISTEMAS EVALUADOS

El apartado anterior se centró en los aspectos metodológicos de la aplicación del marco MESMIS en las diferentes experiencias de evaluación de sustentabilidad. Otro aspecto importante es identificar los retos que enfrenta el diseño de sistemas de manejo más sustentables; cuáles son las estrategias que se están adoptando para enfrentarlos y cuáles son los resultados principales de la implementación de las alternativas para el manejo sustentable de recursos naturales.

Entre los principales problemas que afectan la sustentabilidad de los sistemas de manejo y que han enfrentado los distintos equipos de evaluación, encontramos un bajo potencial productivo debido a restricciones medioambientales como pendientes pronunciadas, climas extremos con altos niveles de incertidumbre y suelos empobrecidos. Además, muchos sistemas se encuentran en un franco proceso de degradación, que incluye la pérdida o el deterioro de la base de recursos de la que dependen, de la diversidad biológica, agrícola y cultural, y de su capacidad organizativa. Los modelos tipo ‘revolución verde’ no solamente han fracasado como alternativa para impulsar el desarrollo económico de los sistemas de manejo, sino que han incrementado su vulnerabilidad y su dependencia externa y, paulatinamente, han disminuido su capacidad de producción. Esta problemática se refleja en las debilidades comúnmente encontradas en los sistemas de producción campesinos, entre las que destacan:

- Bajos rendimientos y rentabilidad de los sistemas productivos.
- Degradación de recursos locales.
- Alta vulnerabilidad medioambiental.
- Pérdida de diversidad biológica, agrícola y cultural.
- Falta de mano de obra.
- Alta dependencia de insumos y recursos externos.
- Falta de empleo y alta migración.
- Deterioro de la capacidad organizativa de las comunidades.

Las acciones para enfrentar estos problemas incluyen estrategias integrales dirigidas principalmente al incremento de la productividad de los cultivos, al mismo tiempo que se protegen e incluso se mejoran otras propiedades como su estabilidad, autogestión y equidad. Las propuestas de manejo alternativas se desarrollan mediante cuatro estrategias principales:

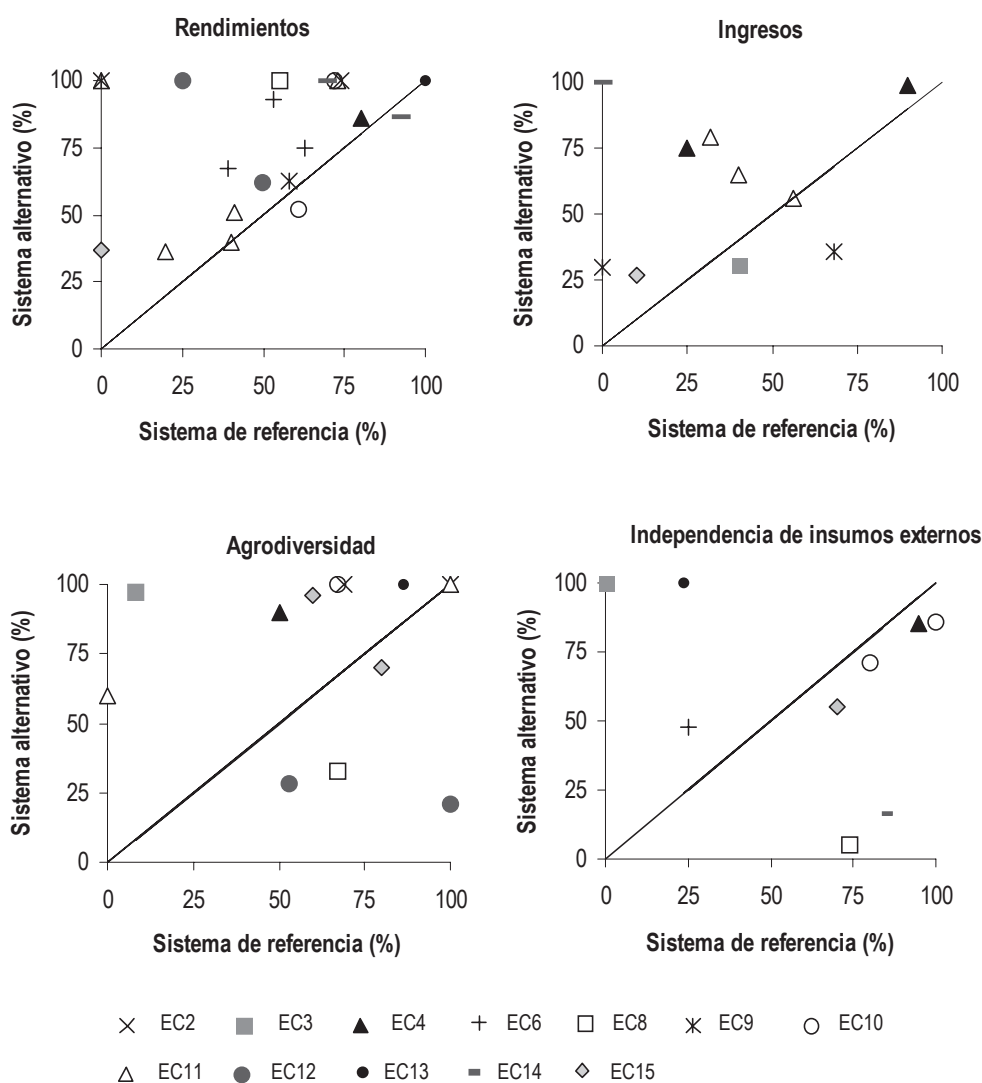
- La diversificación de especies y variedades cultivadas a través de la reintroducción y el rescate de variedades locales.
- La conservación y el mejoramiento de las propiedades del suelo a través de uso de abonos orgánicos, la labranza de conservación y la rotación de cultivos.
- La reducción de los insumos externos que requieren los sistemas de manejo a través de la incorporación de recursos locales (p. ej., abonos verdes, estiércol), el fortalecimiento de la cooperación entre productores (faenas, labores de mano y vuelta) y el incremento en la eficiencia en el uso de recursos externos (p. ej., mejoramiento de las prácticas de fertilización).
- La generación de capacidades técnicas y de gestión en las comunidades a través del apoyo a las organizaciones y la capacitación de los productores.

Otro aspecto importante del análisis es explorar la contribución de las diferentes alternativas de manejo a la sustentabilidad de los sistemas de producción. El examen de los distintos estudios de caso ha mostrado que, en efecto, las innovaciones que se han realizado en los sistemas de manejo de referencia muestran importantes mejoras en aspectos como su productividad, la conservación de sus recursos, su autosuficiencia y la equidad. Son sistemas multifuncionales que hacen un uso más integral y eficiente de sus recursos, son más organizados, y las familias que los han incorporado son más participativas (Astier y Hollands, 2007; Astier *et al.*, en preparación; Masera y López-Ridaura, 2000; Speelman *et al.*, 2007).

La figura 3 muestra los resultados del análisis de quince estudios de caso, en el que se compara el desempeño del sistema alternativo en relación con el sistema de referencia para cuatro indicadores de sustentabilidad. Arriba

de la línea se muestran los casos en los cuales el sistema alternativo presentó mejoras con respecto al sistema de referencia. Se puede apreciar que, aunque las propuestas de manejo alternativas tuvieron un efecto positivo en algunas propiedades —como los rendimientos, los ingresos y la agrodiversidad—, para otros fue negativo. Uno de los aspectos más notables fue que muchos de estos sistemas alternativos se hacen más dependientes de insumos externos en comparación con el sistema de referencia. Aunque los sistemas alternativos son más rentables, su implementación requiere de una inversión inicial alta, debido principalmente a que requieren más trabajo y capacitación, así como nuevos insumos e infraestructura. En el corto plazo, los sistemas alternativos suelen ser menos autosuficientes, requieren de capacidades organizativas mayores y, por lo tanto, son difíciles de adoptar (Astier *et al.*, en preparación).

FIGURA 3: RESULTADOS DE LOS INDICADORES DE LOS SISTEMAS ALTERNATIVOS COMPARADOS CON LOS DE REFERENCIA

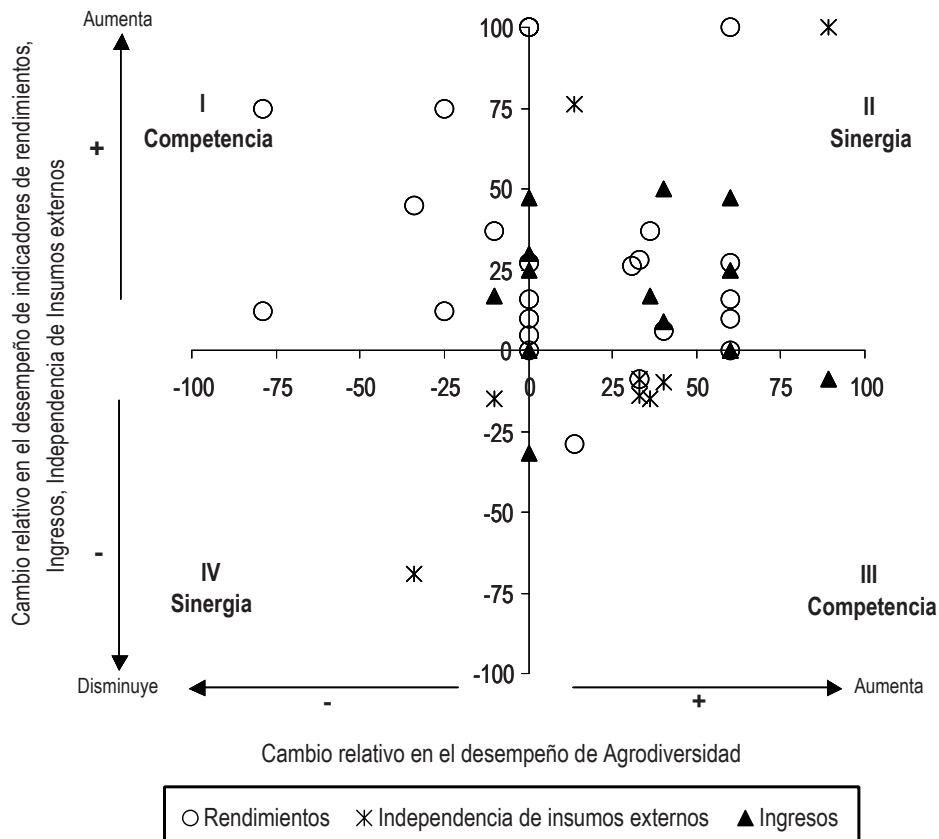


(A) Rendimientos, (B) Ingresos, (C) Agrodiversidad, y (D) Independencia de insumos externos (Fuente: Astier *et al.*, en preparación).

Finalmente, ¿cuáles son las ventajas comparativas que se han logrado con respecto a los sistemas de referencia? Astier *et al.* (en preparación) analizaron las contraprestaciones o *trade off's* entre cuatro de los indicadores más frecuentemente utilizados para evaluar la sustentabilidad de las propuestas de manejo alternativas en los quince

estudios de caso (EC1-EC15) descritos en el cuadro 1: rendimientos e ingresos, que reflejan la productividad del sistema; agrodiversidad, que refleja su estabilidad; e independencia de insumos externos, que refleja su autogestión. Este análisis identifica varias relaciones sinérgicas y de competencia entre y dentro de los atributos de sustentabilidad (figura 4). Se observa que la mayoría de los sistemas alternativos presentan mejoras en algunos de los indicadores y satisfacen parcialmente los indicadores de sustentabilidad, mientras que en otros permanecen igual o incluso empeoran.

FIGURA 4: TENDENCIAS EN LAS RELACIONES SINÉRGICAS Y DE COMPETENCIA ENTRE INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD UTILIZADOS EN LOS ESTUDIOS DE CASO MESMIS



La mayoría de los puntos se localizan en el área II denominada de Sinergia, donde se mejoran los resultados normalizados de los tres indicadores (rendimientos, ingresos e independencia de insumos externos) en relación con el indicador agrodiversidad. Si se observan las tres relaciones específicas, se pueden detectar algunas tendencias. Los rendimientos se incrementaron en todos los estudios de caso, excepto uno. La agrodiversidad se afectó tanto de manera positiva como negativa; por ejemplo, en el cuadrante I, se observa la competencia entre indicadores (y atributos) ya que en muchos de los casos se mejoran los rendimientos e ingresos a costa de perder la agrodiversidad. En el cuadrante III, que también muestra una relación de competencia, se observa que se tienen resultados positivos de agrodiversidad pero se pierde independencia de insumos externos e ingresos en más de la mitad de los casos; sobre todo en los primeros años de la adopción del sistema alternativo, los agricultores se vuelven más dependientes de insumos externos (como mano de obra contratada, semillas y abonos) (Astier y Hollands, 2007). En el cuadrante IV, se aprecia sólo un caso con resultados negativos en los dos indicadores: ingresos y agrodiversidad. La relación entre agrodiversidad e independencia de insumos externos mostró los resultados más variables, ya que los puntos se localizan tanto en los campos de sinergia como de competencia.

Este fenómeno de relaciones sinérgicas o de competencia entre indicadores de sustentabilidad demuestra la dificultad de implementar de manera directa las alternativas de manejo en sistemas complejos como los sistemas de manejo campesinos, en donde las diferentes actividades y subsistemas están fuertemente interrelacionados.

4. CONCLUSIONES

El análisis de las distintas experiencias de evaluación demuestra que el marco MESMIS es una herramienta útil para la evaluación integral y la identificación de las ventajas comparativas de los sistemas de manejo y las alternativas para mejorarlos, con lo cual ha contribuido también a mejorar los procesos de toma de decisiones en las evaluaciones de sustentabilidad. El marco MESMIS ha facilitado exitosamente la evaluación de una gran diversidad de sistemas de manejo, en condiciones biofísicas y socioeconómicas contrastantes, y con capacidades técnicas y disponibilidad de recursos diversos, desde organizaciones de productores rurales hasta instituciones y centros de investigación. Sin embargo, para mejorar tanto el marco metodológico como su aplicación en estudios de caso se requiere mayor trabajo en los siguientes aspectos:

- La incorporación en la evaluación de otros subsistemas que son parte integral de las unidades de producción campesinas. En este sentido, es importante caracterizar tanto el sistema en su conjunto como cada uno de sus subsistemas (agrícola, pecuario, forestal) y las relaciones entre ellos.
- Realizar evaluaciones longitudinales que permitan dar seguimiento permanente a los sistemas de manejo, o al menos en esquemas de más largo plazo. Tanto los atributos dinámicos como el proceso continuo de acción-evaluación-acción requieren incorporar una dimensión histórica y de escalas temporales más amplias.
- La incorporación de escalas institucionales y espaciales más amplias, en las que se consideren a otros sectores (p. ej., gobierno, consumidores) que inciden sobre el tipo de manejo de los recursos naturales.
- Una mayor atención en los aspectos que fortalecen a los sistemas de manejo. Esto es importante, ya que de no hacerlo se corre el riesgo de sacrificar aspectos críticos para su sustentabilidad. Un ejemplo de ello es la pérdida de diversidad agrícola en los sistemas tradicionales a costa de incrementar su productividad.
- La conformación de equipos interdisciplinarios bien coordinados, que logren un equilibrio entre las distintas áreas de evaluación, así como una verdadera integración que trascienda el aislamiento disciplinario.
- Un mayor trabajo para articular adecuadamente los atributos de sustentabilidad con las fortalezas y las debilidades, así como con los indicadores de sustentabilidad.
- Garantizar y fortalecer la participación de los productores durante todas las etapas de la evaluación. Sólo mediante la apropiación de cada paso del ciclo de evaluación por parte de los actores locales se podrá implementar el proceso de acción-evaluación como un mecanismo permanente en el diseño de sistemas de manejo más sustentables.
- Poner mayor atención en la integración de los resultados; en particular, la selección de valores de referencia requiere un esfuerzo serio que permita la incorporación adecuada de valores normativos (óptimos y umbrales críticos) basados tanto en información científica como en las preferencias y los valores socioculturales de los diferentes sectores involucrados en el manejo de recursos.

Este primer análisis sobre contraprestaciones deja abierto un gran campo de investigación para obtener un conocimiento más profundo, por un lado, sobre la sustentabilidad de los sistemas de manejo y, por otro, sobre la capacidad de los sistemas para satisfacer diversos objetivos de sustentabilidad de manera simultánea.

En la búsqueda de conocimiento sobre sustentabilidad: ¿qué se ha aprendido sobre las propuestas alternativas agroecológicas?, ¿cómo pueden estas opciones alternativas no sólo mejorar la productividad y rentabilidad de los sistemas, sino también la estabilidad, la resiliencia y la confiabilidad, la adaptabilidad, la equidad, y la autogestión de las familias y las organizaciones de productores y productoras?

Los aspectos generales que fortalecen la sustentabilidad están relacionados con el aumento en la productividad, en el nivel de ingresos y en la agrobiodiversidad de los sistemas alternativos. Es común, por ejemplo, observar la presencia de bancos de semillas y el uso de las variedades locales adaptadas y seleccionadas para resistir sequía y heladas. Asimismo, se puede apreciar la existencia de mecanismos institucionales para regular y controlar los recursos naturales comunes cuando los sistemas alternativos son practicados por grupos indígenas; además, en la mayoría de los casos, las familias que los practican están asociadas a una organización local dedicada a vender parte de los productos cosechados y/o comprar insumos. Más de la mitad de los sistemas alternativos fueron adoptados por un grupo importante de agricultores y, en la mayoría de los casos, los costos y beneficios se distribuyen de manera

equitativa entre las familias participantes. Así se asegura que exista tanto la accesibilidad económica como la aceptación cultural del sistemas de manejo propuesto.

Los aspectos que limitan la sustentabilidad de los sistemas alternativos se relacionan con los atributos adaptabilidad y autogestión: mayores costos de inversión y mayor dependencia de insumos externos. En más de la mitad de los casos, se obtienen mayores rendimientos e ingresos a expensas de un mayor costo de la producción; este fenómeno detiene procesos de adopción y escalamiento de los sistemas alternativos, sobre todo en el caso de los sistemas de reciente adopción.

Los elementos y temas mencionados aquí representan áreas de trabajo y especialización que ha sido abordadas por un equipo interdisciplinario que integra a diversas instituciones desde hace más de cinco años (ver capítulo I de este libro). En este volumen se presentan algunos de los avances en las discusiones sobre las fortalezas y las debilidades del marco MESMIS, así como ciertos aspectos teóricos de la evaluación.

En cuanto a los resultados de las experiencias de evaluación, se puede concluir que los sistemas de manejo en los que se está aplicando el marco MESMIS atraviesan por una problemática muy compleja. Éstos se encuentran en zonas marginales con un bajo potencial productivo, en donde el paradigma reduccionista tipo ‘revolución verde’ ha demostrado su fracaso como alternativa para el manejo de recursos y el desarrollo de estas regiones. La estrecha interdependencia entre factores económicos, socioculturales, tecnológicos y ambientales exige un modelo integral que incorpore, además de las consideraciones productivistas, la conservación de la base de recursos en el largo plazo, así como el fortalecimiento de las estructuras organizativas y de toma de decisiones de las comunidades rurales.

Estos aspectos constituyen un reto enorme para diversas universidades, instituciones de investigación, ONG y organizaciones de productores, que en la actualidad impulsan esfuerzos importantes para la generación de proyectos de desarrollo alternativos. Aunque falta mucho por hacer, las experiencias analizadas muestran avances significativos en este sentido. Sin embargo, en el futuro, estos proyectos deberán poner mayor atención en el proceso de adopción y las necesidades organizativas que requieren las propuestas de manejo alternativas.

Los sistemas de manejo analizados en este documento muestran resultados positivos en cuanto a los principios de la sustentabilidad. Sin embargo, si estas propuestas de manejo alternativas no forman parte de programas de carácter gubernamental que acompañen y apoyen dichos procesos, sobre todo en estadios de transición, se corre el peligro de que permanezcan como experiencias excepcionales pero con baja tasa de adopción.

BIBLIOGRAFÍA

- Alemán Santillán, T., J. Nahed Toral, y J. López Méndez. 2003. “Sostenibilidad y agricultura campesina: la producción agrosilvopastoril en los Altos de Chiapas, México”. Págs. 18-23, en T. Gianella-Estremis y J. Chavez-Tafur (eds.). *LEISA Revista de Agroecología* (edición especial, ocho estudios de caso), LEISA, Lima, Perú.
- Alemán Santillán, T., J. Nahed Toral, y J. López Méndez. 2007. “Evaluación de la sustentabilidad de dos sistemas de producción ovina en comunidades tzotziles”. Págs. 11-56, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Aliana, C. N. 2003. *Estudios de caso aplicando el marco MESMIS: recopilación, sistematización y análisis*. Universitat de Lleida/ Universidad Nacional Autónoma de México.
- Astier, M., y J. Hollands (eds.). 2007. *Sustentabilidad y campesinado: Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, 2a ed. Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Astier, M., E. Pérez-Agis, T. Ortiz, y F. Mota García. 2003. “Sustentabilidad de sistemas campesinos de maíz después de cinco años: el segundo ciclo de evaluación MESMIS”. Págs. 39-46, en T. Gianella-Estremis y J. Chavez-Tafur (eds.). *LEISA Revista de Agroecología* (edición especial, ocho estudios de caso), LEISA, Lima, Perú.
- Astier, M., E. Pérez-Agis, T. Ortiz, y F. Mota García. 2007. “Sustentabilidad de sistemas campesinos de maíz después de cuatro años: el segundo ciclo de evaluación MESMIS”. Págs. 85-120, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Astier, M., E. Pérez Agis, F. Mota García, O. Maserá, y C. Alatorre Frenk. 2000. “El diseño de sistemas sustentables de maíz en la Región Purhépecha”. Págs. 271-323, en Maserá, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y siste-*

- mas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa/GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Astier, M., E. N. Speelman, O. Masera, y S. López-Ridaura. (En preparación). *Trends and Trade-off's in Sustainability Evaluation of Latin American peasant Natural Resource Management Systems: analysing fifteen case studies*.
- Brunett Pérez, L., C. González Esquivel, y L. A. García Hernández. 2005. "Evaluación de la sustentabilidad de dos agroecosistemas campesinos de producción de maíz y leche, utilizando indicadores". *Livestock Research for Rural Development*, 17: 78.
- Claverías, R. 2000. *Cultura y resiliencia en los sistemas de producción en las comunidades campesinas en Puno*. CIED, Perú.
- Cruz Jiménez, R., J. López Osorio, y T. Román Guzmán. 1998. "Evaluación de la sustentabilidad del sistema de producción de hortalizas en San Pedro Pareo, municipio de Pátzcuaro". Trabajo interno de la materia Ecología Rural. Universidad Michoacana San Nicolás Hidalgo, México.
- Chambers, R. 1994. *Challenging the Professions: Frontiers for Rural Development*. Intermediate Technology Publications, London. 143 Págs.
- Delgadillo, P. J., y F. Delgado Burgoa. 2007. "Evaluación de la sustentabilidad de un sistema basado en la implementación de prácticas de conservación de suelos, en la comunidad de Chullpakasa, Bolivia". Págs. 203-246, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Delgadillo, P. J., y F. B. Delgado. 2003. "Evaluación de la implementación de prácticas de conservación de suelos: el caso de la comunidad Chullpa K'asa, Bolivia". Págs. 24-31, en T. Gianella-Estremis y J. Chavez-Tafur (eds.). *LEISA Revista de Agroecología* (edición especial, ocho estudios de caso), LEISA, Lima, Perú.
- Frías, R. S. C., y B. F. Delgado. 2003. "Estudio de indicadores de sostenibilidad del sistema familiar campesino en ecosistema de montaña: el caso de la comunidad de Tres Cruces". Págs. 32-38, en T. Gianella-Estremis y J. Chavez-Tafur (eds.). *LEISA Revista de Agroecología* (edición especial, ocho estudios de caso), LEISA, Lima, Perú.
- Gomero Osorio, L., y H. Velásquez Alcántara. 2003. "Evaluación de la sustentabilidad del sistema de algodón orgánico en la zona de trópico húmedo del Perú". Págs. 47-52, en T. Gianella-Estremis y J. Chavez-Tafur (eds.). *LEISA Revista de Agroecología* (edición especial, ocho estudios de caso), LEISA, Lima, Perú.
- Gomero Osorio, L., y H. Velásquez Alcántara. 2007. "Evaluación de la sustentabilidad del sistema de algodón orgánico en la zona de trópico húmedo del Perú, San Martín, Tarapoto". Págs. 57-84, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Gomes de Almeida, S., y G. Bianconi Fernandes. 2003. "Monitoreo económico de la transición agroecológica: estudio de caso de una propiedad familiar del sur de Brasil". Págs. 58-63, en T. Gianella-Estremis y J. Chavez-Tafur (eds.). *LEISA Revista de Agroecología* (edición especial, ocho estudios de caso), LEISA, Lima, Perú.
- Gomes de Almeida, S., y G. Bianconi Fernandes. 2007. Sustentabilidad Económica de un Sistema Familiar en una Región Semiarida de Brasil. Págs. 121-160, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Gomes de Almeida, S., G. Bianconi Fernandes, L. Marçal da Silveira, J. Camelo Rocha, y I. Gabre Tardin. 2002. "Transição Agroecológica: Estudo de caso no agreste paraibano". Documento interno ILEIA, Río de Janeiro, Brasil.
- Guevara, F., T. Carranza, R. Puentes, y C. González. 2000. "La sustentabilidad de sistemas maíz-mucuna en el Sureste de México (primer ciclo de evaluación)". Págs. 207-269, en Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Hernández, A. 2001. *Indicadores económicos para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas campesinos maíz-leche en dos comunidades del Norte del Valle de Toluca*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.
- Hernández, S. 1999. *Sustentabilidad de los sistemas de manejo de recursos naturales en la agricultura en el Valle Morelia-Queréndaro: el caso de la UPAVM-Q*. Tesis de maestría. Universidad Michoacana San Nicolás Hidalgo, Morelia.
- Hernández, S., y I. Rodríguez. 1998. "Evaluación de la sustentabilidad de los sistemas de producción de trigo (*Triticum aestivum*) convencional, en el municipio de Álvaro Obregón, y con incorporación previa de janamargo (*Vicia sativa*), en Morelia, durante el ciclo otoño-invierno de 1997-1998, utilizando indicadores de sustentabilidad (MESMIS)". Trabajo Interno de la materia Ecología Rural. Universidad Michoacana San Nicolás Hidalgo, Morelia.

- LEISA. 2004. LEISA *Revista de Agroecología* (edición especial, ocho estudios de caso), LEISA, Lima, Perú.
- North, K. & D. Hewes. 2006. "Towards sustainability: monitoring farm progress". *LEISA Revista de Agroecología*, marzo, 44-46.
- Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Moya García, X., A. Caamal, B. Ku Ku, E. Chan Xool, I. Armandáriz, J. Flores, J. Moguel, M. Noh Poot, M. Rosales, y J. Xool Domínguez. 2007. "La sustentabilidad que viene de lejos: una evaluación multidisciplinaria e intercultural de la agricultura campesina de los mayas en Xohuayán, Yucatán". Págs. 161-202, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Narváez, G. 1996. *Evaluación de la sustentabilidad campesina: un estudio de caso en el norte del istmo oaxaqueño*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Negreros-Castillo, P., J. C. González Núñez, y L. Merino Pérez. 2000. "Evaluación de la sustentabilidad del sistema de manejo forestal de la Organización de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya de Quintana Roo". Págs. 83-141, en Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Ocampo Fletes, I. 2004. *Gestión del agua y sustentabilidad de los sistemas de pequeño riego. El caso del canal San Félix, Atlixco, México*. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba, Córdoba, España.
- Perales Rivas, M. A., L. E. Fregoso Tirado, C. O. Martínez Alvarado, V. Cuevas Reyes, A. Loaiza Meza, J. E. Reyes Jiménez, T. Moreno Gallegos, O. Palacios Velarde, y J. L. Guzmán Rodríguez. 2000. "Evaluación del sistema agro-silvo-pastoril del Sur de Sinaloa". Págs. 143-206, en Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Pérez-Grovas Garza, V. 2000. "Evaluación de la sustentabilidad del sistema de manejo de café orgánico en la Unión de Ejidos Majomut, región de los Altos de Chiapas". Págs. 45-81, en Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Pulido Secundino, J. 2000. *El Sistema productivo tradicional de una comunidad indígena mexicana: el caso de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán*. Tesis de maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Rodríguez I Toha, O. 2000. *Definición de criterios de diagnóstico e indicadores para la evaluación de la sostenibilidad de dos agroecosistemas de la comunidad de Juanacatlán, Jalisco (México)*. Tesis de maestría. Universitat de Lleida, España.
- Rosenfeld, V. A. 1998. *Evaluación de Sostenibilidad agroecológica de pequeños productores (Misiones, Argentina)*. Master. Universidad Internacional de Andalucía, España.
- Rosset, P. 2001. *Genetic Engineering of Food Crops for the Third World: an Appropriate Response to Poverty, Hunger and Lagging Productivity?* Food First/Institute for Food and Development Policy, CA, Estados Unidos de América.
- Sánchez, V. 2001. *Propuesta de manejo agroforestal sustentable para la zona alta del Mezquital*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Sarandón, S. 2001. "Aplicación de indicadores para evaluar la sustentabilidad de sistemas productivos agrícolas en Colonia Güemes, Misiones, Argentina". Ponencia al IV *Encuentro de Agricultura Orgánica*, Cuba.
- Speelman, E. N., S. López-Ridaura, C. N. Aliana, M. Astier, y O. Masera. 2007. "Ten years of Sustainability Evaluation using the MESMIS Framework: Lessons Learned from its Application in 28 Latin American Case Studies". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14: 345-361.
- Villa Méndez, C. I. 2002. *Primer ciclo de evaluación de sustentabilidad del agroecosistema de Tenango del Valle, Estado de México*. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Sección II

Temas estratégicos en las evaluaciones de sustentabilidad

3 Las evaluaciones de sustentabilidad

Yankuic Galván-Miyoshi, Omar Masera y Santiago López-Ridaura

1. INTRODUCCIÓN

¿Qué tan sustentables son las estrategias actuales de desarrollo en términos sociales, económicos y ambientales? En particular, ¿qué tan sustentables son los sistemas de manejo de recursos naturales (SMRN) dominantes actualmente —por ejemplo, los sistemas de producción agrícola, forestal o incluso los sistemas industriales— y aquellos alternativos como los sistemas de agricultura orgánica o los basados en cultivos transgénicos? ¿Cómo podemos medir la efectividad de estos sistemas en cuanto a su eficiencia económica o energética, o bien su impacto social y en la conservación de los recursos naturales? ¿Qué propiedades deben tener los sistemas productivos para brindar un nivel adecuado de bienes y servicios, cuando están sujetos a diferentes tipos de perturbaciones y cambios estructurales de largo plazo? ¿Cómo podemos operativizar el concepto de sustentabilidad en recomendaciones prácticas que nos permitan mejorar los sistemas productivos? Estas y otras preguntas han sido el centro de las preocupaciones de gran número de científicos y de otros actores sociales desde hace por lo menos dos décadas.

En efecto, en la medida en que las estrategias de desarrollo convencionales se empezaron a fracturar, debido a sus graves impactos ambientales y por la creciente desigualdad social, se hizo evidente la necesidad de un modelo alternativo basado en una relación armónica entre la sociedad y la naturaleza. Este nuevo modelo se denominó ‘desarrollo sustentable’ y, más allá de la abundante polémica sobre su uso con fines retóricos o meramente políticos, fue concebido como un proceso que trataría de balancear las consideraciones socioeconómicas con los aspectos ambientales a fin de no comprometer el futuro del planeta en el largo plazo.

En el manejo de recursos naturales, las consideraciones sobre sustentabilidad significaron un cuestionamiento severo del enfoque productivista —o tipo ‘revolución verde’ como se lo conoció en la agricultura— que se orientaba a optimizar la productividad biofísica de los sistemas y su rentabilidad económica a corto plazo por sobre otras consideraciones importantes. De hecho, desde hace tiempo se había demostrado que los sistemas más productivos no son necesariamente los más sustentables —por ejemplo, los sistemas de monocultivos de altos rendimientos que requieren grandes subsidios energéticos y provocan el progresivo agotamiento del agua o los suelos, y la marginación de grandes sectores de productores. Además, estos sistemas muchas veces se colapsan por la presencia de plagas o enfermedades, o simplemente no son capaces de adaptarse a las cambiantes condiciones del entorno económico o ambiental. También se hizo evidente que las evaluaciones convencionales, como las de tipo beneficio-costos, basadas

solamente en la agregación de los aspectos relacionados con los sistemas productivos en términos monetarios, eran insuficientes o simplemente inadecuadas.¹

Incorporar las consideraciones sobre sustentabilidad implicó entonces analizar concienzudamente otras propiedades o atributos de los sistemas de manejo, como su resiliencia (capacidad de mantenerse productivos ante perturbaciones), estabilidad (por ejemplo, en términos de la conservación de recursos locales), adaptabilidad (capacidad de mantenerse productivos ante cambios estructurales) y equidad, entre otros. Asimismo, fue necesario derivar una serie de indicadores que permitieran concretizar estas propiedades generales y, en última instancia, integrarlas armónicamente en marcos de evaluación que dieran cuenta del carácter multidimensional de los sistemas socioambientales.

En este capítulo revisaremos críticamente los marcos de evaluación de sustentabilidad más importantes desarrollados en años recientes. Para hacerlo, primero discutiremos brevemente el concepto de sustentabilidad del manejo de recursos naturales, luego revisaremos los distintos enfoques que se han aplicado en las evaluaciones de sustentabilidad, y finalmente entraremos de lleno en la comparación y el análisis de una serie de marcos de evaluación. El capítulo concluye con recomendaciones prácticas sobre los elementos que debe incorporar un marco de evaluación de sustentabilidad.

2. EL CONCEPTO DE SUSTENTABILIDAD

Desde la publicación del informe Bruntland en 1987 (WCED, 1987), el concepto de sustentabilidad ha cobrado cada vez mayor importancia. Actualmente se ha convertido en uno de los elementos clave para el manejo de recursos naturales, y está en el centro de las agendas de instituciones gubernamentales, de investigación, organizaciones no gubernamentales y otros grupos relacionados con el manejo de recursos naturales. La discusión sobre el concepto de sustentabilidad y —en general— sobre ‘desarrollo sustentable’ ha sido muy amplia, e incluye desde posiciones puramente retóricas hasta propuestas concretas que buscan hacer operativo este concepto a partir de una crítica fundamentada del modelo de desarrollo actual.

En este apartado, no pretendemos realizar una revisión detallada de las diferentes posturas sobre sustentabilidad y desarrollo sustentable²; por el contrario, nos limitaremos a esbozar las principales conclusiones de este debate, específicamente en lo concerniente a la sustentabilidad de los sistemas de manejo de recursos naturales. Pese al riesgo de resultar demasiado esquemáticos, podemos resumir los siguientes aspectos centrales del concepto de sustentabilidad:

Hablamos de un ‘metaconcepto’ —tal como democracia o justicia— que parte de principios generales y resulta de aplicación universal. Sin embargo, no existe una definición única de sustentabilidad, pues en última instancia depende del sistema de valores. De hecho existe una multiplicidad de perspectivas válidas para su definición y análisis (o “dominios no-equivalentes”, *sensu* Giampietro, 2004). Por este motivo, la sustentabilidad debe definirse localmente, prestando atención a la diversidad sociocultural y ambiental.

Es un concepto complejo y multidimensional que implica entender la interrelación entre aspectos ambientales, económicos y sociales. No tiene sentido hablar de sustentabilidad ‘ambiental’ o ‘sustentabilidad económica’ (esta última definida también como “sustentabilidad débil”, *sensu* Pierce y Turner, 1990), sino de la sustentabilidad de los socioecosistemas en su conjunto (también denominada “sustentabilidad dura”).

Es un concepto dinámico. No se trata de llegar a un estado ideal predefinido, sino de un devenir continuo en el que se ‘permanece cambiando’; son claves tanto las metas trazadas como el camino elegido para lograrlas.

Es muy importante considerar cuestiones de equidad inter e intrageneracional, así como la articulación de escalas temporales, espaciales e institucionales. Por estos motivos, internalizar el concepto de sustentabilidad en el di-

¹ Esta inadecuación entre los métodos utilizados y las características de los sistemas de manejo ha sido particularmente crítica en el caso de los sistemas productivos campesinos, que se han caracterizado por un uso integral de los recursos naturales locales, así como por mantener muchas veces una alta diversidad biológica y un complejo entramado social.

² Para una revisión de la evolución del concepto de sustentabilidad y sus principales connotaciones referirse a Masera *et al.* (1999), Gallopin (2001), y Parris y Kates (2003), quienes presentan una revisión reciente de los conceptos de sustentabilidad y desarrollo sustentable, indicando las premisas y agendas de acción que se derivan de distintas posiciones y enfoques.

seño y la difusión de sistemas de manejo de recursos naturales implica trabajar con perspectivas de más largo plazo y tratar de entender y articular las distintas dinámicas socioambientales en el tiempo y en el espacio.

Hacer operativo el concepto implica establecer una serie de principios o atributos generales de los sistemas de manejo sustentables, como equidad, productividad, resiliencia, confiabilidad y otros (ver discusión detallada en los capítulos 5 y 8 de este libro). Estos atributos permiten entender la capacidad de los socioecosistemas de ser productivos, autorregularse y a la vez transformarse, y son propiedades que han probado ser fundamentales para la sustentabilidad de dichos sistemas (ver, por ejemplo, el ciclo adaptativo propuesto por Holling, 2001; Holling y Gunderson, 2002).

Llevar a la práctica este concepto, es decir avanzar hacia SMRN más sustentables —o, más en general, hacia una sociedad más sustentable— implica transformaciones profundas del presente modelo de desarrollo. En particular, es necesario reducir las desigualdades —en muchos casos aberrantes— entre los países y en su interior; cambiar los patrones de consumo, y evitar el dispendio y el consumos superfluos; orientar los esfuerzos hacia el uso eficiente y el reciclaje de recursos; desarrollar tecnologías más eficientes que utilicen fundamentalmente los recursos renovables; conservar y restaurar los ecosistemas naturales; asegurar la participación efectiva de todos los actores sociales —incluidos los más pobres— en los procesos de toma de decisiones, y crear instituciones que permitan trabajar con una pluralidad de perspectivas e intereses, entre otras tareas importantes (Maserá *et al.*, 1999; Gallopín, 2001). De particular importancia para nuestra meta es la revitalización de los sistemas campesinos en el Tercer Mundo, que hoy sufren una crisis socioambiental de enormes proporciones aunque, paradójicamente, brindan el sustento material y cultural de muchas sociedades, así como el soporte a la biodiversidad de los ecosistemas.

3. LAS EVALUACIONES DE SUSTENTABILIDAD

En la actualidad existe una creciente necesidad de desarrollar métodos para evaluar el desempeño de los sistemas socioambientales, y guiar las acciones y las políticas para el manejo sustentable de recursos naturales. La pluralidad de perspectivas que integra el concepto de sustentabilidad impone un reto importante, pues dificulta llegar a acuerdos sobre la forma y los métodos de evaluación. Los indicadores han sido un elemento central en los esfuerzos por llevar a la práctica el concepto de sustentabilidad; sin embargo, qué indicadores utilizar y cómo aplicarlos a diversas situaciones no es un paso obvio. En términos generales, los esfuerzos dirigidos a proporcionar estrategias de evaluación de la sustentabilidad se pueden clasificar en tres grandes grupos:

Un primer grupo se ha centrado en la generación de listas de indicadores de sustentabilidad, enfocados principalmente en aspectos ambientales, económicos y, en menor medida, sociales e institucionales (CIAT, 1998; MIDEPLAN, 1998; UNDSO, 2001; IISD, 2002; Spangenberg *et al.*, 2002). Sin embargo, estos enfoques carecen de una base teórica sólida para la selección de indicadores específicos, no es posible aplicar los indicadores a contextos diversos, y tienen dificultades para discriminar los indicadores relevantes para la sustentabilidad de los sistemas de manejo. Finalmente, no procuran integrar los resultados de los indicadores, por lo que aportan pocos elementos para la planificación y la toma de decisiones.

Un segundo grupo está constituido por metodologías de evaluación basadas en la determinación de índices de sustentabilidad, en las cuales se agrega o sintetiza la información de los indicadores en un solo valor numérico (Taylor *et al.*, 1993; Harrington *et al.*, 1994; Prescott-Allen, 2001; Sutton, 2003; Esty *et al.*, 2005). Al igual que las listas de indicadores, estos enfoques no ofrecen un marco analítico sólido para la derivación de indicadores. Su construcción requiere decisiones arbitrarias en cuanto a la selección, la ponderación y la agregación de los indicadores (Morse y Fraser, 2005), y ofrecen una retroalimentación pobre al simplificar el análisis en un solo valor numérico (ver el capítulo 6 en este volumen).

Un último grupo de métodos son los marcos de evaluación. Estos son propuestas metodológicas flexibles que permiten guiar el proceso de evaluación mediante diferentes etapas o pasos; más que de una definición precisa, parten de atributos u objetivos generales que son aplicables en diferentes situaciones y sistemas de manejo, y que sirven de guía para derivar criterios e indicadores más específicos. En los últimos años, se han desarrollado varios de estos métodos en el contexto del manejo de recursos naturales. Dada esta diversidad de esfuerzos, un aspecto importante es entender sus principales diferencias y similitudes, así como identificar las áreas críticas a desarrollar

para su mejoramiento. La siguiente sección ofrece una revisión de los marcos de evaluación más relevantes presentes en la literatura.

4. MARCOS DE EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD (MES)

Los marcos de evaluación constituyen un avance importante en los esfuerzos para operativizar el concepto de sustentabilidad. Representan un vínculo entre el desarrollo teórico del concepto y su aplicación práctica (von Wirén-Lehr, 2001). Comúnmente presentan una estructura jerárquica que va de lo general (principios o atributos) a lo particular (indicadores). Los principios están predefinidos, y cada marco propone diferentes aspectos básicos a considerar; mientras que los indicadores son caso-específicos, y se definen tanto en función de un contexto particular como de los principios o los atributos.

Se pueden identificar tres ventajas principales del desarrollo de los marcos de evaluación:

- Ofrecen un marco analítico para el estudio y la comparación de sistemas de manejo alternativos sobre una base multidimensional.
- Permiten priorizar y seleccionar un conjunto de indicadores para el monitoreo de un sistema de manejo.
- Permiten guiar procesos de planificación y toma de decisiones.

Adicionalmente, aunque no todos los marcos lo incluyen explícitamente en el proceso, en aquéllos desarrollados más recientemente se enfatiza la evaluación como un proceso adaptativo, de continuo aprendizaje y experimentación, y de evaluación-acción-evaluación.

En esta revisión distinguimos siete aspectos críticos que caracterizan a los distintos marcos: el enfoque adoptado; el énfasis en las diferentes áreas de evaluación (social, ambiental y económica); el tipo de evaluación; la escala utilizada; la forma en que se obtienen los indicadores; el grado de participación, y su aplicación en estudios de caso.

Analizamos un total de trece marcos de evaluación que consideramos incluyen una amplia gama de aproximaciones teóricas y metodológicas para la derivación de indicadores de sustentabilidad. Dado que están pensados para diferentes situaciones y contextos, los marcos contrastan en cuanto a su orientación y, en tal sentido, no son comparables; sin embargo, el análisis no se centra en determinar cuál es mejor para aplicarse en una situación determinada, sino en analizar un conjunto de características generales que pensamos debe poseer un marco robusto independientemente de su orientación. Por ello, consideramos más relevante estudiar un conjunto representativo de la diversidad de enfoques sobre la evaluación de sustentabilidad que han surgido en la literatura. Los marcos incluyen (ver cuadro 1): el Marco para la Evaluación del Manejo Sustentable de Tierras (FESLM, por sus siglas en inglés) (Smyth y Dumanski, 1994); el marco Presión Estado Respuesta (OECD, 1993); el marco del Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) (De Camino y Muller, 1993); dos propuestas académicas para la evaluación de sistemas agrícolas (Stockle *et al.*, 1994; Lewandowski *et al.*, 1999); el marco PICABUE (Mitchell *et al.*, 1995); el Mapeo Analítico Reflexivo y Participativo de la Sustentabilidad (MARPS) (IUCN y IDRC, 1997); el marco del Centro Internacional de Investigación Forestal (CIFOR, por sus siglas en inglés) (Prabhu *et al.*, 1999); el Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo Incorporando Indicadores de Sustentabilidad (MESMIS) (Masera *et al.*, 1999); la Evaluación de satisfactores (Bossel, 1999); el marco para el Manejo de resiliencia (Walker *et al.*, 2002); el marco para el Análisis Ambiental Estratégico (SEAN) (Kessler, 1997), y la Metodología Adaptativa para la Evaluación de la Salud y la Sustentabilidad Ecosistémica (AMESH, por sus siglas en inglés) (Waltner-Toews y Kay, 2005).

CUADRO 1. SÍNTESIS DE LOS MARCOS DE EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD ANALIZADOS

Marco	Descripción
Stockle <i>et al.</i> , (1994)	El marco desarrollado por Stockle <i>et al.</i> (1994) tiene principalmente un sesgo agrícola-ambiental. Propone nueve objetivos que deben cumplir los sistemas agrícolas para ser sustentables, y considera aspectos de la producción, de calidad de vida y de calidad ambiental. Para seleccionar los indicadores, primero se debe identificar un conjunto de restricciones que limitan los objetivos generales de sustentabilidad. Para cada restricción se deriva uno o más indicadores para el monitoreo del sistema.
PICABUE (Mitchell <i>et al.</i> , 1995)	El marco PICABUE, desarrollado por Mitchell <i>et al.</i> (1995), está enfocado principalmente en un concepto amplio de calidad de vida, que incluye aspectos de salud pública, estándares de vida, seguridad, desarrollo personal y comunitario, calidad ambiental, entre otros. Puede ser aplicado a diversos sistemas, y propone tres grandes principios para guiar la selección de indicadores: equidad intergeneracional, equidad intrageneracional y conservación de la integridad ambiental. El marco está organizado en siete etapas, en las que se consensan los objetivos de sustentabilidad y el uso de los indicadores, se identifican preocupaciones comunes, y se seleccionan y se miden los indicadores.
Lewandoski <i>et al.</i> (1999)	El marco elaborado por Lewandoski <i>et al.</i> (1999) es un marco con una orientación ecológica dirigido a la evaluación de sistemas específicamente agrícolas y su impacto sobre el ecosistema. Consta de ocho pasos: 1. Identificación de las emisiones producto de la actividad agrícola; 2. Vincular las emisiones de contaminantes entre sus fuentes y sus sumideros, directa o indirectamente vinculados; 3. Selección de indicadores que describan la condición del ecosistema y los componentes directa o indirectamente relacionados con la producción agrícola; 4. Determinación de valores umbrales; 5. Ajuste de los umbrales a la escala de la finca; 6. Derivación de indicadores de prácticas agrícolas a nivel finca que puede causar cambios irreversibles en los ecosistemas afectados; 7. Determinación de niveles críticos para las emisiones producto del manejo agrícola sobre la base de los umbrales ecosistémicos; 8. Identificación de esquemas de producción con efectos tolerables, acordes con los valores umbrales establecidos.
Presión-Estado-Respuesta (OECD, 1993)	El marco PER, elaborado por la OECD (1993), es un método para la derivación de indicadores sobre las presiones humanas sobre el ambiente, el estado ambiental de los ecosistemas y las respuestas individuales e institucionales a los retos ambientales que se presentan. La lógica de este método es que las actividades humanas ejercen presiones sobre el ambiente, las cuales inducen cambios en el estado de los ecosistemas. Ante esto, las sociedades humanas responden a través de políticas ambientales, económicas y programas para reducir, prevenir o mitigar el deterioro ambiental.
MARPS (IUCN y IDRC, 1997)	El trabajo desarrollado por la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza y el International Development Research Centre (IUCN, 1995; IUCN y IDRC, 1997) es un esfuerzo interinstitucional e internacional para desarrollar y aplicar a estudios de caso un conjunto de metodologías para la evaluación de sistemas, la evaluación de proyectos y la autoevaluación. Más que un marco de evaluación integrado, presenta una serie de metodologías desarrolladas por diferentes equipos. Para la evaluación de sistemas, uno de los métodos propuestos es el Mapeo Analítico Reflexivo y Participativo de la Sustentabilidad (MARPS), que propone un enfoque jerárquico de sistema a indicadores (sistema - dimensión - aspectos indicativos - variables - indicadores). Enfatiza la importancia de tener una visión integral de los sistemas (áreas económica, ambiental y social), así como la importancia de la participación por parte de las personas directamente involucradas con el sistema. Integra la información de indicadores a través del "Barómetro de sustentabilidad".
CIFOR (Prabhu <i>et al.</i> , 1999)	El CIFOR (Centro Internacional de Investigación Forestal) desarrolló un marco para la selección de criterios e indicadores de evaluación de sistemas forestales (Prabhu <i>et al.</i> , 1999), sin embargo el marco teórico puede ser utilizado para otro tipo de sistemas. Consiste esencialmente de diez pasos principales que incluyen la definición de los objetivos de la evaluación, la generación de una lista preliminar de criterios e indicadores, medición de indicadores y documentación de los resultados. Este marco ha sido ampliamente aplicado a nivel internacional, especialmente en sistemas de manejo forestal tropical con fines comerciales. A partir de estas experiencias, se ha formado una plantilla genérica de criterios e indicadores adaptables a condiciones específicas. Los criterios y los indicadores se dividen en cuatro áreas de interés: política, ecología, social y producción.
FESLM (Smyth y Dumanski, 1994)	El Marco de Evaluación del Manejo Sustentable de Tierras (FESLM), elaborado por Smith y Dumanski para la FAO (Smyth y Dumanski, 1994), constituye uno de los más importantes esfuerzos a nivel internacional dirigido a la evaluación de sustentabilidad, y se ha aplicado a diferentes estudios de caso (Gameda y Dumanski, 1994; Latham, 1994). A pesar de buscar un análisis integral de los sistemas de manejo, el marco tiene un sesgo ambiental e incorpora débilmente los aspectos económicos y sociales que determinan su comportamiento. Operativamente, parte de "pilares" de sustentabilidad y desarrolla indicadores relacionados con ellos (pilares - factores - criterios de diagnóstico - indicadores). Sugiere una metodología con cinco pasos de evaluación. Los primeros dos niveles están orientados a la definición y la caracterización del sistema que se quiere evaluar, de las prácticas de manejo involucradas y de la escala espacio-temporal de la evaluación. En los siguientes tres niveles se identifican los factores que afectan la sustentabilidad del sistema, así como los criterios que se usarán para analizarlos y, finalmente, se definen los indicadores que serán monitoreados, con sus respectivos umbrales o valores críticos.

Marco	Descripción
De Camino y Muller (1993)	El marco desarrollado por el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) (De Camino y Muller, 1993) propone una metodología sistémica para la derivación de indicadores a partir de una extensa revisión bibliográfica sobre el concepto de sustentabilidad y sus diferentes acepciones. Más que atributos, se proponen cuatro categorías de análisis (De Camino y Muller, 1993; Muller, 1995): 1. La base de recursos del sistema; 2. La operación del sistema propiamente; 3. Otros recursos exógenos al sistema (de entrada o salida), y 4. La operación de otros sistemas exógenos (de entrada o salida). La propuesta metodológica para la obtención de indicadores es consistente y ha sido de gran utilidad para la elaboración del marco MESMS; sin embargo, no sugiere ninguna estrategia para el análisis y la integración de los resultados arrojados por los indicadores.
Kessler (1997)	Más que un marco de evaluación <i>per se</i> , Kessler (1997) ofrece un método para derivar e integrar indicadores de sustentabilidad en la planificación ambiental estratégica. Propone ocho objetivos generales de sustentabilidad que pertenecen a tres áreas de evaluación principales: estabilidad y resiliencia (ecológica); producción y eficiencia (económica); autonomía, equidad, salud y seguridad (social). Para cada uno de los objetivos deben identificarse criterios de diagnóstico o factores críticos para los sistemas de manejo. A su vez, estos criterios sirven para derivar los indicadores de sustentabilidad. Finalmente, deben identificarse normas, estándares o umbrales críticos a partir de los cuales se puede juzgar el desempeño de los sistemas de manejo.
Evaluación de satisfactores (Bossel, 1999)	Bossel (1999, 2001) propone un marco sistémico para la derivación de indicadores de viabilidad y desempeño de sistemas de manejo de recursos naturales, a partir de satisfactores esenciales (<i>orientors</i>); es decir, aquellos elementos que le permiten a un socioecosistema permanecer, mantenerse saludable y desarrollarse en su entorno. De acuerdo con este autor, todos los sistemas pueden ser caracterizados a partir de seis propiedades fundamentales: 1. Su estado ambiental normal, en el cual puede permanecer dentro de un rango de variaciones normales; 2. Escasez de los recursos que requiere para sobrevivir y desarrollarse; 3. Variedad. Los sistemas no son uniformes, sino que en ellos ocurren diversos procesos y patrones cualitativamente diferentes; 4. Variabilidad. Los sistemas pueden variar más allá del rango de variaciones normales; 5. Cambio. Los sistemas se transforman con el tiempo, y algunos de estos cambios pueden ser permanentes; 6. Otros sistemas. Los sistemas contienen y a su vez están contenidos en otros sistemas, cuyo comportamiento es hasta cierto punto específico e independiente. El marco propone que estas seis propiedades se reflejan en seis atributos: existencia, efectividad, libertad de acción, seguridad, coexistencia y necesidades psicológicas. Para la obtención de un conjunto robusto de indicadores, el marco sugiere cuatro pasos principales: 1. Comprensión conceptual del sistema: identificación de los componentes esenciales, sus relaciones mutuas y su contribución al desempeño del sistema en su conjunto; 2. Derivación de los indicadores que reflejan la viabilidad de los componentes esenciales y la contribución de éstos al desempeño total del sistema; 3. Evaluación del desempeño basado en el estado de los indicadores; 4. Desarrollo de un proceso participativo.
AMESH (Waltner-Toews y Kay, 2005)	Waltner-Toews y Kay (2005) presentan un marco basado en principios ecosistémicos, teorías sobre complejidad y sistemas jerárquicos. No se propone como un método para derivar indicadores de sustentabilidad, sino para guiar la investigación para el estudio de sistemas complejos y, en particular, la integración del conocimiento científico y las preferencias socioculturales en la planificación y la toma de decisiones para el manejo sustentable de recursos naturales y ecosistemas. Para ello, propone cinco pasos generales: 1. Presentación del problema por parte de investigadores, agencias gubernamentales o actores locales; 2. Comprensión sistémica del problema incorporando múltiples escalas y las narrativas de diferentes actores sociales; 3. Identificación participativa de alternativas potenciales en diferentes escalas y bajo diferentes perspectivas de análisis; 4. Elección de una alternativa y desarrollo de un plan que incorpore un sistema de aprendizaje colaborativo, e implementación del plan de acción; 5. Análisis del sistema, los procesos y sus interacciones por parte del grupo de investigación externo.
Manejo de resiliencia (Walker <i>et al.</i> , 2002)	Para Walker <i>et al.</i> (2002) un sistema sustentable es aquel que es capaz de manipular su resiliencia. En este sentido, los autores ofrecen un marco para analizar y manejar la resiliencia de sistemas socioecológicos. El marco está dirigido a sistemas de manejo en países desarrollados, aunque puede ser adaptado a sistemas en países del tercer mundo. Este marco, enfocado principalmente en los aspectos ambientales, se centra en dos atributos: 1. Resiliencia, que en esta acepción se refiere al potencial del sistema de mantenerse en una configuración particular y de mantener sus procesos de retroalimentación y funciones principales; 2. Adaptabilidad, un componente de la resiliencia que indica la capacidad del sistema de reorganizarse después de que éste sufre cambios estructurales. Se proponen cuatro pasos principales: 1. Descripción del sistema, que incluye la identificación de procesos críticos, servicios ecosistémicos y actores locales. Se debe responder a la pregunta ¿resiliencia de qué?; 2. Esta etapa consiste en identificar la visión de los actores sociales sobre el futuro (perspectivas) y los escenarios sobre factores impredecibles e incontrolables, y la identificación de alternativas de manejo contrastantes; 3. Incluye el desarrollo de modelos sencillos para la exploración de atributos que afectan la resiliencia. El objetivo es identificar variables y procesos críticos que gobiernan la dinámica de los objetivos considerados importantes (bienes y servicios ecosistémicos); 4. Una reflexión participativa de los resultados del proceso de evaluación en términos de las implicaciones para el manejo de recursos.

El cuadro 2 presenta el resumen de la evaluación para los trece marcos analizados en función de las siete características propuestas. Varios de los marcos de evaluación parten de un conjunto de objetivos generales de sustentabilidad, sin embargo carecen de un marco teórico robusto que permita un análisis integrado de los sistemas de manejo. Otros adoptan un enfoque sistémico, que ha permitido centrar las evaluaciones en las propiedades emergentes de los sistemas de manejo y en las interacciones que surgen de procesos sociales, económicos y ambientales. Comúnmente, la unidad de análisis se centra en un solo componente de un sistema más amplio, integrado por un subsistema humano o social (procesos demográficos, culturales y económicos) y un subsistema ambiental (procesos físico-biológicos, ecológicos y ecosistémicos). Por ejemplo, la mayor parte de los marcos se centran en el desempeño, en términos ambientales y económicos, de la agricultura a nivel de unidad de producción, pero ignoran otros componentes importantes como la producción forestal, ganadera u otras actividades no agrícolas como el comercio o el trabajo asalariado. Esta concepción integral es de particular importancia en SMRN de tipo campesino, en donde existe una gran diversidad de actividades productivas, por lo que resulta inadecuado estudiar los subsistemas de manera aislada.

La mayoría de los MES están pensados para evaluar sistemas de manejo tras la implementación de una o más intervenciones (evaluaciones *ex-post*). Sin embargo, en otros esfuerzos se enfatiza la necesidad de evaluar las alternativas de manejo antes de su implementación (evaluaciones *ex-ante*).

Otro aspecto tiene que ver con la forma en que se conceptualiza la escala de análisis. Existe un consenso en que el problema de la multiescalaridad en los SMRN es muy importante y que las evaluaciones de sustentabilidad deben realizarse en múltiples escalas de manejo, sin embargo la noción misma de escala cambia entre los marcos de evaluación. Típicamente se concibe como la extensión y resolución de una unidad de área o de tiempo utilizada para estudiar un problema, aunque también se recurre a la noción de escala institucional que utiliza unidades administrativas para agregar diferentes niveles de organización, desde la unidad familiar hasta la escala nacional.

Según la forma en que se derivan los indicadores, podemos distinguir dos enfoques: *top-down* o de arriba abajo, en donde los indicadores se definen por un panel de expertos, aunque el proceso puede involucrar otros actores sociales, y *bottom-up* o de abajo arriba, en donde los indicadores se definen a partir de un análisis preliminar del sistema bajo estudio.

La integración de indicadores es otro aspecto pobremente abordado en los marcos de evaluación. Se ha dedicado mayor atención a la obtención de un conjunto de indicadores, pero ha faltado su incorporación en procesos de planificación y de toma de decisiones. Los métodos de integración pueden ir desde métodos gráficos, comúnmente las graficas radiales o amibas, hasta modelos dinámicos utilizados para modelar algunos aspectos de los sistemas de manejo.

Otro aspecto muy generalizado entre los MES es su grado de complejidad técnica. Los procedimientos para evaluar a los sistemas de manejo comúnmente involucran un gran número de pasos y etapas intermedias, así como el uso de conceptos y lenguaje especializado. De esta manera, la aplicación de los MES queda restringida a equipos de expertos o con un buen entrenamiento técnico, recursos humanos que escasean en las comunidades rurales de países del Tercer Mundo. La incorporación efectiva de sectores con bajo nivel educativo en las evaluaciones hace necesario incorporar mecanismos especiales para el uso de los marcos en espacios participativos.

Finalmente, uno de los aspectos más difíciles en el desarrollo de los MES es su aplicación y validación en estudios de caso. Muchos de los marcos han fallado en generar experiencias prácticas. Las propuestas suelen ser muy rígidas y orientadas a un tipo de sistemas en particular, o bien muy generales y con pocos elementos operativos para su implementación. Por otro lado, también existen pocos esfuerzos de sistematización de los estudios de caso que permitan un análisis crítico de la aplicación de los MES en éstos.

En los siguientes párrafos abordaremos estos puntos con más detalle. Para profundizar en el tema, el lector interesado también puede referirse a Parris y Kates (2003), para métodos de evaluación aplicados a nivel nacional y regional; von Wirén-Lehr (2001), para marcos aplicados exclusivamente a sistemas agrícolas, y a Pope *et al.* (2004) para una revisión desde el contexto de la evaluación ambiental.

CUADRO 2. COMPARACIÓN DE LOS DISTINTOS MARCOS DE EVALUACIÓN REVISADOS

Marco	Enfoque	Énfasis en las áreas de evaluación	Tipo de evaluación	Tipo de escala	Derivación de Indicadores	Integración	¿Quién evalúa?	Experiencia en estudios de caso
FESLM	Orientado a objetivos	Ambiental Económico	ex-post	Espacial (Parcela-región)	Bottom-up	No se incorpora explícitamente pero es fácil de implementar	Consultor externo Actores locales	Alta
Presión-Estado-Respuesta	Sistémico	Ambiental	ex-post	Institucional (Comunidades-nación)	Bottom-up	Índice agregado	Consultor externo	Alta, poca sistematización
IICA	Sistémico	Ambiental Económico	ex-post	Institucional	Top-down	No integra	Consultor externo	Baja
Stockle y colaboradores	Orientado a objetivos	Ambiental	ex-post	Espacial (Parcela agrícola)	Bottom-up	Índice agregado	Consultor externo	Baja
PICABUE	Orientado a objetivos	Social	ex-post	Institucional (Comunidad-nación)	Top-down	No integra	Consultor externo Actores sociales	Baja
MARPS	Orientado a objetivos	Ambiental	ex-post	Institucional (Comunidad-nación)	Top-down	Índice agregado	Consultor externo Actores locales	Media, poca sistematización
Lewandowski y colaboradores	Orientado a objetivos	Ambiental	ex-post	Espacial (Parcela agrícola)	Top-down	Índice agregado	Consultor externo	Baja
CIFOR	Orientado a objetivos	Ambiental Económico	ex-post	Espacial (Cientos a miles de ha)	Top-down Bottom-up	No integra	Consultor externo Actores locales	Alta, con sistematización
MESMIS	Sistémico	Ambiental Económico Social	ex-post ex-ante	Institucional	Bottom-up	Gráfica Modelos	Consultor externo Diversos sectores	Muy alta, con sistematización
Evaluación de satisfactores	Sistémico	Ambiental Económico Social	ex-post	Institucional	Bottom-up	Gráfica	Consultor externo Diversos sectores	Media, con sistematización
Manejo de resiliencia	Sistémico	Ambiental Económico Social	ex-ante	Institucional	Bottom-up	Modelos	Consultor externo Diversos sectores	Baja
SEAN	Sistémico	Ambiental Económico	ex-ante	Espacial	Top-down	No integra	Consultor externo	Baja
AMESH	Sistémico	Ambiental Económico Social	ex-ante	Institucional	Bottom-up	Modelos	Consultor externo Diversos sectores	Baja

5. CARACTERÍSTICAS DE LOS MARCOS DE EVALUACIÓN

Enfoque

Podemos distinguir dos tipos principales en cuanto al enfoque conceptual y teórico del que parten los marcos para llevar a cabo la evaluación: los marcos orientados a objetivos y los marcos sistémicos (ver cuadro 2).

Los marcos orientados a objetivos se centran en aspectos muy generales que deben cumplir los sistemas de manejo para ser sustentables; por ejemplo, conservación de biodiversidad y recursos, rendimientos, viabilidad económica, eficiencia, seguridad, equidad intra e intergeneracional, entre otros. Un objetivo refleja los deseos, las aspiraciones o las expectativas que satisfacen o pueden satisfacer los sistemas de manejo. Los objetivos planteados por la comisión Brundtland (WCED, 1987) y la Agenda 21 (UNSD, 1992) constituyen un referente importante para este tipo de marcos. El FESLM, Stockle y colaboradores, PICABUE, Lewandowski y colaboradores, MARPS y CIFOR son ejemplos de marcos orientados a objetivos.

Por su parte, los marcos sistémicos identifican propiedades o atributos que reflejan aspectos del comportamiento sistémico de los sistemas de manejo, y hacen énfasis en los aspectos funcionales y las relaciones de reciprocidad entre atributos de sustentabilidad. La frase “el todo es más que la suma de las partes” describe en gran medida el eje ideológico de los marcos sistémicos, los cuales toman como fuente de inspiración la teoría general de sistemas (von Bertalanffy, 1968; Conway, 1985; Conway, 1994; Clayton y Radcliffe, 1996) y conceptos ecosistémicos como los de resiliencia y adaptabilidad (Holling, 2001; Gunderson y Holling, 2002). El marco PER, el marco del IICA, el marco MESMIS, el marco para la Evaluación de satisfactores, el marco para el Manejo de la resiliencia, el marco SEAN y AMESH son ejemplos de marcos sistémicos.

La distinción entre un atributo sistémico y un objetivo de sustentabilidad no siempre es clara. De hecho, en las evaluaciones convertimos los atributos en objetivos cuando expresamos los indicadores en medidas de desempeño que nos indican la dirección de cambio que deseamos; es decir, si lo queremos maximizar o minimizar. Sin embargo, un objetivo expresa un fin determinado de un sistema, mientras que los atributos sistémicos tratan de reflejar los elementos necesarios para su regulación y transformación de manera tal que pueda cumplir con dichos objetivos. Por supuesto, los marcos sistémicos deben considerar también los objetivos que se persiguen con las diferentes estrategias de manejo de recursos naturales.

Un problema con los marcos orientados a objetivos es que evalúan qué sistema es más preferido en un momento determinado (aquel que cumple mejor con todos los objetivos considerados), pero no necesariamente cuál es el más sustentable. Dicho en otras palabras, las evaluaciones enfocadas a objetivos permiten identificar cuál es el estado deseado del sistema, pero no abordan con suficiente rigor los elementos que permiten que el sistema se mantenga en ese estado. Por ejemplo, en el marco propuesto por Mitchell *et al.* (1995), el conjunto final de indicadores refleja los aspectos que significan calidad de vida para diversos grupos sociales, pero aborda pobremente los elementos necesarios para mantener, lograr e incluso limitar ese estado deseado.

Otro problema con los marcos orientados a objetivos es que abordan pobremente los aspectos dinámicos de los sistemas de manejo; por ejemplo, no se analiza cómo reaccionan los sistemas frente a cambios en las condiciones externas (p. ej., cambio climático, caída de los precios de los productos) o el estrés medioambiental (p. ej., heladas, plagas, inundaciones). Dado que la variabilidad y la sorpresa son la regla y no la excepción, es fundamental considerar estos elementos en las evaluaciones de sustentabilidad. Gunderson y Holling (2002) sugieren que, en el estudio de la sustentabilidad de socioecosistemas, se debe poner particular atención en las transformaciones dinámicas que sufren en el tiempo.

En el cuadro 3 se muestran los atributos y los objetivos de sustentabilidad comúnmente usados por los marcos de evaluación revisados en este capítulo, agrupados de acuerdo con su grado de afinidad.

CUADRO 3. ATRIBUTOS Y OBJETIVOS DE SUSTENTABILIDAD UTILIZADOS EN LOS MARCOS DE EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD

Atributos - objetivos	Marco
Productividad	Masera <i>et al.</i> , 1999; Müller, 1995; FAO, 1994; Stockle <i>et al.</i> , 1994; Kessler, 1997
Efectividad	Bossel, 2000
Eficiencia	Kessler, 1997; Stockle <i>et al.</i> , 1994
Rentabilidad	Stockle <i>et al.</i> , 1994
Viabilidad	FAO, 1994
Estabilidad	Masera <i>et al.</i> , 1999; Müller, 1995; Kessler, 1997
Confiabilidad	Masera <i>et al.</i> , 1999
Existencia	Bossel, 2000
Seguridad	Bossel, 2000; FAO, 1994; Kessler, 1997
Conservación, protección	Mitchel <i>et al.</i> , 1995; Stockle <i>et al.</i> , 1994; FAO, 1994
Libertad de acción	Bossel, 2000
Resiliencia	Masera <i>et al.</i> , 1999; Walker <i>et al.</i> , 2002; Müller, 1995
Adaptabilidad	Masera <i>et al.</i> , 1999; Bossel, 2000; Walker <i>et al.</i> , 2002
Coexistencia	Bossel, 2000
Equidad	Masera <i>et al.</i> , 1999; Müller, 1995; Mitchel <i>et al.</i> , 1995; Kessler, 1997
Autogestión	Masera <i>et al.</i> , 1999; Kessler, 1997
Salud	Kessler, 1997
Calidad de vida	Stockle <i>et al.</i> , 1994
Aceptabilidad	FAO, 1994; Stockle <i>et al.</i> , 1994

Énfasis en las áreas de evaluación

Los objetivos usualmente incluidos en los marcos de evaluación pueden clasificarse en tres áreas principales: social, económica y ambiental. Algunos marcos se enfocan más en los aspectos económicos y ambientales, por ejemplo el marco PER, el FESLM, el de Stockle y colaboradores, y el de Lewandowski y colaboradores; en cambio, otros parten de una perspectiva esencialmente social, como el marco PICABUE (Mitchell *et al.*, 1995). Es común considerar que las áreas socioeconómica y ambiental de los sistemas de manejo están en constante tensión, y —en ese sentido— suele plantearse que la sustentabilidad se alcanza reduciendo los conflictos entre sociedad y ambiente mediante cambios tecnológicos y respuestas institucionales. Por ejemplo, ese es el punto de partida para el MARPS y el marco PER.

Como contraparte, hay otros marcos que tratan de incorporar las propiedades emergentes de los sistemas de manejo a partir de atributos de sustentabilidad, y ponen atención en las interacciones dinámicas entre factores socioeconómicos y ambientales. Los procesos dinámicos internos y externos de los sistemas socioecológicos afectan sus propiedades emergentes, como su capacidad de responder a perturbaciones externas. El cambio es una condición y es inevitable; por lo tanto, la capacidad de un sistema para sostenerse depende de su capacidad para autorregularse, transformarse y adaptarse a las variaciones medioambientales y a los cambios estructurales tanto internos como externos. El marco MESMIS y el marco para el manejo de la resiliencia se basan en este enfoque conceptual y teórico de la sustentabilidad.

Tipo de evaluación

El tipo de evaluación es otro aspecto que distingue a los MES, y está estrechamente relacionada con el interés específico al que responde su diseño. La mayoría de los marcos revisados fueron diseñados para evaluaciones *ex-post*, utilizadas en el diagnóstico de sistemas en los que previamente se han implementado estrategias de manejo. Por el contrario, otros marcos proponen evaluaciones *ex-ante*, que comparan las alternativas de manejo antes de su implementación mediante el análisis de escenarios potenciales. Por ejemplo, en el marco SEAN se evalúan diferentes actividades humanas a través de la estimación de sus posibles impactos sobre el ambiente y de los efectos potenciales de

éstos sobre la sociedad. Por su lado, el marco para el Manejo de la Resiliencia busca identificar escenarios de manejo potenciales y analizar los atributos que pueden afectar positiva o negativamente la resiliencia del socioecosistema.

Las evaluaciones *ex-post* se proponen como métodos de calificación, mientras que las evaluaciones *ex-ante* se proponen como métodos de planificación. Resulta importante articular estos dos enfoques, dado que la evaluación debe ser un proceso continuo de acción-evaluación-acción.

La escala de la evaluación

El desarrollo de marcos de evaluación aplicables a múltiples escalas de manejo es uno de los aspectos de mayor interés dentro del paradigma del desarrollo sustentable, sobre todo dada la interdependencia entre los procesos que ocurren a nivel global, regional y local (p. ej., cambio climático, pérdida de biodiversidad, desarrollo económico). Sin embargo, también es una de las áreas menos desarrolladas, y la puesta en práctica de evaluaciones que incorporen múltiples escalas de análisis es sumamente compleja¹. De acuerdo con Pickett *et al.* (2005), desde una perspectiva multiescalar los sistemas complejos pueden ser estudiados a partir de tres dimensiones principales:

Dimensión espacial. Corresponde al espacio físico en el que se realiza una observación. Posee dos componentes: extensión es el tamaño de la ventana de observación utilizada; resolución es la precisión de los objetos medidos. Niveles son las unidades de análisis ubicadas en la misma posición en una escala o jerarquía. Esta dimensión es la más comúnmente abordada en los marcos de evaluación. Por ejemplo, el marco CIFOR propone evaluaciones en sistemas forestales que van de cientos a millones de hectáreas; en uno de sus estudios de caso se evaluó una unidad de manejo forestal de 1.7 millones de hectáreas (ver Prabhu, 1999). Por su parte, el FESLM está pensado para análisis que pueden ser muy detallados (en escalas 1: 10,000) o bien muy agregados e incluir regiones enteras (en escalas mayores a 1: 250,000).

Dimensión organizacional. Refleja las interacciones entre las unidades básicas que controlan la dinámica del sistema. Las instituciones son un ejemplo de este tipo de escalas, en donde el escalamiento depende del incremento de la complejidad de las estructuras de toma de decisiones. La familia es una unidad más compleja que el individuo, pero a nivel de comunidad las interacciones son mucho mayores que a nivel familiar. La dimensión institucional juega un papel fundamental en el manejo sustentable de recursos naturales (Ostrom *et al.*, 2002), sin embargo los MES aún carecen de elementos operativos claros para abordarla de manera efectiva. Generalmente se hace referencia a unidades administrativas más que a las instituciones sociales per se. En gran medida, esto se debe a que así es más fácil delimitar a los actores sociales y a los sistemas de producción; por otro lado, la mayoría de las estadísticas se agregan a nivel municipal y estatal. A nivel familiar, el marco MESMIS permite entender algunas relaciones de la tenencia de la tierra, la división y la ubicación del trabajo, y el acceso a los recursos naturales. Sin embargo, es incipiente la investigación acerca de la articulación de procesos que ocurren en niveles de organización mayores como la comunidad, y sobre las relaciones con instituciones a nivel regional y nacional.

Dimensión temporal. Corresponde a la duración de una observación. En este caso también es posible derivar un componente de extensión, según el intervalo de tiempo utilizado, y otro de resolución, que corresponde al tamaño de la unidad utilizada para dividir el intervalo. Por ejemplo, un intervalo de tiempo puede ser un año, dividido en observaciones de un mes, una semana o un día. Este aspecto de la complejidad se enfoca en el estudio de los efectos de la historia socioambiental de los sistemas de manejo (Pickett *et al.*, 2005). La dimensión temporal, aunque considerada un elemento fundamental e intrínseco al concepto de sustentabilidad, se incorpora débilmente en los lineamientos operativos de los MES. Sin embargo, el FESLM es uno de los pocos marcos que incorporan la dimensión temporal en la evaluación; por ejemplo, la sustentabilidad se define en un plazo corto (7-15 años), mediano (15-25 años) y largo (>25 años).

Para entender de modo más integral a los SMRN, la evaluación de sustentabilidad en múltiples escalas debe incorporar las tres dimensiones temporal, espacial e institucional. Algunos aspectos del manejo de recursos naturales pueden entenderse mejor desde una perspectiva espacial, que permite expresar ciertas propiedades emergentes (por ejemplo, el cambio en el uso de suelo). En cambio, otros procesos son a-espaciales, y sólo pueden entenderse desde una perspectiva funcional según las interacciones dinámicas entre los diferentes elementos del sistema (por ejemplo, los mercados). Finalmente, la dimensión temporal permite entender las transformaciones dinámicas de los sis-

¹ El lector interesado puede consultar un ejemplo de este tipo de aplicaciones en López-Ridaura, 2005, y en el capítulo 7 de este volumen.

temas de manejo; ¿cómo el pasado moldea el presente? es una pregunta fundamental en el diseño de las estrategias de manejo alternativas en el futuro.

Formas de derivar los indicadores

Se pueden distinguir dos aproximaciones diferentes para obtener el conjunto de indicadores de sustentabilidad:

- *Top-down* (de arriba abajo). El conjunto de indicadores se obtiene a partir de la consulta a expertos o actores sociales sobre los objetivos o problemas que perciben como relevantes. Se derivan uno o más indicadores para cada objetivo o problema identificado. En el marco PICABUE, por ejemplo, un grupo de evaluación define el conjunto de objetivos considerados relevantes, y a partir de ellos se identifican los criterios e indicadores para la evaluación. Este proceso suele resultar en largas listas de indicadores que posteriormente requieren un procedimiento de priorización.
- *Bottom-up* (de abajo arriba). En este caso la obtención de indicadores se basa en la caracterización y el análisis de los sistemas de manejo, con la finalidad de identificar puntos críticos que afectan su sustentabilidad. En el marco MESMIS, por ejemplo, la selección de criterios e indicadores depende de una caracterización previa de los sistemas de manejo a evaluar, y de la identificación de las fortalezas y debilidades que poseen en cuanto a su sustentabilidad. Este proceso tiene la ventaja de restringir los indicadores a un conjunto más robusto que refleja la problemática particular de los sistemas de manejo.

Marcos como el del CIFOR adoptan un enfoque mixto, en el que primero se identifican los criterios e indicadores en paneles de expertos, y después se restringe y adapta la lista a partir de un análisis del contexto específico de la evaluación.

Integración de indicadores

La integración de indicadores es un aspecto crítico en cualquier evaluación de sustentabilidad. Varios de los marcos revisados ni siquiera incluyen un procedimiento de integración y limitan los resultados simplemente a una lista de indicadores. En general, no hay acuerdo sobre el método más adecuado para la integración de indicadores, sin embargo podemos identificar tres aproximaciones metodológicas principales:

- *Índices*. En estas aproximaciones se pretende dar una calificación global del desempeño de los sistemas de manejo agregando el conjunto de indicadores seleccionados. Para ello, es necesario ponderar los indicadores y transformarlos a una unidad de medida común que asegure la sumatoria. La ventaja de este método es que simplifica el resultado a un solo valor, pero al hacerlo se pierde gran parte de la información útil. Este es un enfoque muy utilizado en marcos como el MARPS, el PER, y en los de Stockle y colaboradores y Lewandowski y colaboradores.
- *Representaciones gráficas*. Los métodos gráficos permiten mostrar el desempeño de cada uno de los indicadores por separado, pero a la vez tratan de mantener un análisis integral. Estos métodos tienen la ventaja de ser transparentes y fáciles de implementar; además permiten tener una visión del conjunto de las dimensiones analizadas. Han sido adoptados en marcos como el MESMIS y el marco para la Evaluación de satisfactores. Este tipo de enfoques se examinan con detalle en el capítulo 6 de este libro.
- *Modelos*. Los modelos son utilizados para estudiar la dinámica de los sistemas de manejo. Podemos distinguir dos enfoques principales: modelos de optimización, cuyo objetivo es minimizar las contraprestaciones entre las diferentes dimensiones de sustentabilidad, y modelos de simulación, que se enfocan en el estudio del comportamiento dinámico de los sistemas de manejo. La ventaja de estos métodos es que permiten evaluar las consecuencias de las diferentes intervenciones en el tiempo; sin embargo, su implementación en situaciones reales es muy complicada. Idealmente, se debe incorporar un análisis de este tipo en las evaluaciones de sustentabilidad, al menos a nivel cualitativo. Estas herramientas se utilizan en evaluaciones *ex-ante* para la estimación de valores o impactos potenciales, como los que se proponen en los marcos para el Manejo de la resiliencia, el SEAN y el AMESH. También se han aplicado en algunos estudios de caso con el marco MESMIS (Masera y López-Ridaura, 2000; López-Ridaura, 2005).

Participación

Una conclusión común es que la construcción del concepto de sustentabilidad —y por lo tanto de las formas de evaluarlo— debe ser plural y requiere la articulación de objetivos definidos por actores que actúan en múltiples escalas (Parris y Kates, 2003; Morse y Fraser, 2005). Un enfoque participativo y transparente es necesario para asegurar la relevancia, la credibilidad y la legitimidad de los métodos de evaluación (Parris y Kates, 2003).

Algunos marcos se proponen simplemente como evaluaciones de expertos (Stockle *et al.*, 1994; Lewandowski *et al.*, 1999), con poca posibilidad de retroalimentación por parte de los actores locales u otros grupos de interés como las instituciones de gobierno y las organizaciones sociales. Otros marcos enfatizan la importancia de incorporar en la evaluación a diversos actores sociales (académicos, organizaciones sociales, productores, gobierno), sin embargo trabajan pobremente los aspectos operativos para lograrlo. En las experiencias de aplicación, es frecuente que la participación se incorpore sólo en una de las etapas de evaluación (por ejemplo, en la definición de los objetivos, la selección de indicadores o el análisis de los resultados); sin embargo, es importante recalcar la necesidad de llevar a cabo las diferentes fases de la evaluación de manera participativa. En particular falta trabajo en procesos participativos para la planificación y la toma de decisiones.

Experiencia en su aplicación

La aplicación en estudios de caso es otro aspecto fundamental en las propuestas metodológicas analizadas. Para que la evaluación de sustentabilidad sea más que un mero ejercicio académico, se debe poner especial atención en la validación y el desarrollo de las metodologías a través de su puesta en práctica. La aplicabilidad de un marco de evaluación depende de su flexibilidad para adaptarse a diversos sistemas de manejo y capacidades técnicas. Algunos de los marcos son diseñados para sistemas muy específicos y ello limita su replicabilidad en diferentes tipos de sistemas de manejo; por ejemplo, el marco del CIFOR para sistemas forestales, y para sistemas agrícolas los marcos FESLM, Stockle y colaboradores y Lewandowski y colaboradores.

Algunos de estos esfuerzos han tenido una difusión considerable, impulsados por instituciones a nivel internacional. Por ejemplo, el marco PER se ha implementado en los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), y actualmente es utilizado en México para el análisis y la integración de las estadísticas ambientales a nivel federal. No obstante, han faltado esfuerzos de sistematización de las distintas experiencias y de evaluación de su impacto real. También el marco FESLM ha sido adoptado en diversos estudios de caso, pero igualmente la falta de sistematización de las experiencias impide conocer el tipo y el número de estudios realizados, así como la efectividad del marco en su aplicación.

El marco del CIFOR es uno de los más ampliamente utilizados en la evaluación de sistemas forestales, en particular en aquéllos que buscan una certificación. De acuerdo con Spilsbury (2005), un total de 37.1 millones de hectáreas de bosque en todo el mundo han obtenido la certificación por parte del FSC (Forest Stewardship Council, por sus siglas en inglés), con base en el uso de criterios e indicadores obtenidos con este marco. Una de sus grandes ventajas la flexibilidad que tiene para adaptarse a sistemas de manejo forestal en condiciones diversas, desde grandes empresas privadas con unidades de manejo forestal del orden de millones de hectáreas de bosque hasta empresas comunales que manejan menos de 100 hectáreas.

Finalmente, el marco MESMIS se ha aplicado principalmente en sistemas de manejo de tipo campesino, y ha mostrado una gran flexibilidad para adaptarse a condiciones contrastantes en cuanto a capacidades técnicas, recursos económicos y condiciones biofísicas. Hasta 2007, se registraron más de 40 estudios de caso, realizados principalmente en Latinoamérica, que abarcan sistemas agrosilvopastoriles, agrícolas y pecuarios (ver Masera y López-Ridaura, 2000; Astier *et al.*, 2007; Speelman *et al.*, 2007, y el capítulo 2 de este libro).

6. CONSIDERACIONES FINALES

Actualmente existen esfuerzos importantes por desarrollar marcos que permitan evaluar la sustentabilidad de sistemas de manejo, tecnologías o proyectos relacionados con el aprovechamiento de los recursos naturales. Para hacer una evaluación de sustentabilidad es importante, independientemente del marco que se utilice, tener una visión general de las distintas propuestas existentes.

En términos generales, a partir del análisis del conjunto de marcos aquí presentados, se pueden identificar los siguientes aspectos críticos que deberían incluir los MES:

El análisis del manejo de recursos naturales como un sistema (socioecosistema) en el que se relacionan aspectos sociales, ambientales, y económicos. La selección de indicadores y, en general, la evaluación integral del manejo de los recursos naturales necesita derivarse de una base teórica sólida, a través de atributos o características sistémicas fundamentales de los SMRN. En particular, es necesario entender los sistemas de manejo como entidades dinámicas. Una base teórica firme otorgará a los marcos de evaluación una mayor flexibilidad para adaptarse a sistemas de manejo con diferentes características socioambientales, incluso contrastantes.

La articulación de escalas en la evaluación de sustentabilidad. Se requieren estructuras de evaluación que permitan su aplicación a diferentes escalas de análisis (parcela, finca, comunidad, cuenca, región, país, continente); además, los marcos deben facilitar la articulación de las diferentes escalas a fin de generar un proceso de evaluación sistémica en donde la información generada en un nivel sirva de base o referencia para la evaluación a otra escala.

El análisis de sistemas de manejo como un proceso iterativo evaluación-acción-evaluación. El proceso de evaluación no puede estacionarse en una actividad meramente calificadora; de igual modo, la generación de alternativas de manejo de recursos naturales requiere una evaluación integral del efecto de éstas sobre la sustentabilidad de los sistemas donde son promovidas. La elaboración de mecanismos cíclicos de evaluación permitirá disparar un proceso de continuo fortalecimiento de la sustentabilidad de los sistemas de manejo mediante una constante retroalimentación entre la generación de alternativas y su evaluación. Para ello, se requiere la articulación adecuada de procesos de planificación efectivos (evaluaciones *ex-ante*) con esquemas de monitoreo y evaluación continuos (evaluaciones *ex-post*).

La integración de los resultados obtenidos en la medición de indicadores. Este tema requiere mayor trabajo y, de hecho, es una de las áreas donde más esfuerzos se realizan actualmente. El reto es elaborar estrategias que permitan simultáneamente valorar los sistemas de manejo de manera integral y determinar el efecto de cada indicador sobre su sustentabilidad. Para esto es necesario manejar información no conmensurable y de tipo mixto (cuantitativa, cualitativa). Otro aspecto que requiere mayor esfuerzo es el trabajo con mapas multicriterio, que permitan analizar la importancia de cada indicador desde diferentes puntos de vista. También se requiere más trabajo en técnicas de modelación dinámica, que permitan integrar en la evaluación las relaciones de reciprocidad entre atributos de sustentabilidad. Es muy importante desarrollar métodos sencillos que sean aplicables por equipos con capacidades técnicas diversas.

La participación de todos los sectores involucrados en el manejo de los recursos naturales en el proceso de evaluación. Es necesario elaborar estrategias que permitan incorporar las concepciones de los campesinos, las organizaciones locales, los consumidores y otros sectores relacionados a los recursos naturales, sobre la sustentabilidad de los sistemas de manejo actuales y las alternativas generadas. El proceso de evaluación debe ser concebido como un ejercicio participativo en el que diferentes opiniones —incluso opiniones encontradas— sean analizadas en conjunto para alcanzar mayores niveles de consenso. También se requiere más trabajo en el desarrollo de esquemas operativos que permitan organizar y sistematizar los procesos de participación en contextos multisectoriales.

Flexibilidad para aplicarse a una gama amplia de condiciones y capacidades técnicas. La evaluación de sustentabilidad no puede limitarse a estudios ad hoc o a un ejercicio académico realizado por equipos con mucha experiencia, recursos e infraestructura. Se requieren marcos flexibles y aplicables a la evaluación de diferentes sistemas de manejo, proyectos o tecnologías, en diversas condiciones socioambientales y de recursos humanos y económicos de los equipos de evaluación.

Los puntos antes señalados son aspectos importantes que recurrentemente aparecen como tópicos emergentes en las discusiones sobre evaluación de sustentabilidad. El marco MESMIS retoma críticamente estos aspectos y los aborda en una propuesta que busca llevarlos a la práctica. El MESMIS propone una evaluación sistémica, participativa, multiescalar y flexible para la evaluación de sistemas de manejo de recursos naturales en el contexto campesino de países del tercer mundo. Lejos de ser un método acabado, el marco MESMIS es una herramienta en desarrollo, en la que se reconoce la necesidad de continuar trabajando para mejorar los procesos de evaluación de sustentabilidad conforme a las líneas de trabajo mencionadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Astier, M., E. Pérez-Agís, T. Ortiz, y F. Mota García. 2007. "Sustentabilidad de sistemas campesinos de maíz después de cuatro años: el segundo ciclo de evaluación MESMIS". Págs. 85-120 en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Bossel, H. 1999. *Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications: A Report to the Balaton Group*. International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg. <http://www.iisd.org/>.
- Bossel, H. 2001. "Assessing Viability and Sustainability: a Systems-Based Approach for Deriving Comprehensive Indicator Sets". *Conservation Ecology*, 5(2): 12. <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art12/>.
- Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 1998. *Environmental and Sustainability Indicators: Outlook for Latin America and Caribbean*. Cali, Colombia. <http://www.CIAT.cgiar.org/indicators/lacproj.html/> (consulta junio 2006).
- Clayton, M. H., y N. J. Radcliffe. 1996. *Sustainability: A Systems Approach*. Westview Press, Colorado.
- Conway, G. 1994. "Sustainability in Agricultural Development: Trade-off's Between Productivity, Stability and Equitability". *Journal for Farming Systems and Research-Extensions*, 4: 1-14.
- Conway, G. R. 1985. "Agroecosystem Analysis". *Agricultural Administrator*, 20: 31-55.
- De Camino, V. R., y S. Muller. 1993. *Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para establecer indicadores*. Serie Documentos de Programas 38. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), San José, Costa Rica.
- Esty, C. D., A. M. Levy, T. Srebotnjak, y A. de Sherbinin. 2005. *2005 Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship*. Yale Center for Environmental Law & Policy, New Haven, Estados Unidos de América.
- Gallopin, G. 2001. *Science and Technology, Sustainability and Sustainable Development*. LC/R.2081. Consejero Regional para Políticas Ambientales, ECLAC.
- Gameda, S., y J. Dumanski. 1994. "Framework for Evaluation of Sustainable Land Management: Case Studies of Two Rainfed Cereal-Livestock Land Use Systems in Canada". Págs. 410-421, en *15th World Congress of Soil Science*, INEGI/CNA, Acapulco, México.
- Giampietro, M. 2004. *Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems*. CRC Press, Londres.
- Gunderson, H. L., y C. S. Holling. 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, DC.
- Harrington, L. W., P. Jones, y M. Winograd. 1994. "Operationalizing Sustainability: a Total Productivity Approach". Págs. 1-34, en *Land Quality Indicators Conference*, CIAT, Cali, Colombia.
- Holling, C. S. 2001. "Understanding the Complexity of Economic, Ecological and Social Systems". *Ecosystems*, 4: 390-405.
- Holling, C. S., y H. L. Gunderson. 2002. "Resilience and Adaptive Cycles". En H. L. Gunderson y C. S. Holling (eds.), *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, DC.
- International Institute on Sustainable Development (IISD). 2002. Consultative Group on Sustainable Development Indicators (CGSDI). Winnipeg, Canadá. Fecha de consulta Junio 2006. <http://www.iisd.org/cgsdi/>.
- International Union for the Conservation of Nature (IUCN). 1995. "Assessing Progress Towards Sustainability: A New Approach". Págs. 152-172, en T. C. Trzyna (ed.), *A Sustainable World: Defining and Measuring Sustainable Development*. California Institute of Public Affairs (CIPA)-International Union for the Conservation of Nature (IUCN), California.
- International Union for the Conservation of Nature (IUCN) e International Development Research Centre (IDRC). 1997. *Un enfoque para la evaluación del progreso hacia la sustentabilidad*. Serie Herramientas y Capacitación. International Union for the Conservation of Nature (IUCN) / International Development Research Centre (IDRC), Cambridge.
- Kessler, J. J. 1997. *Strategic Environmental Analysis (SEAN). A Framework for Planning and Integration of Environmental Care in Development Policies and Interventions*. AID Environment, Advice and Research for Development and Environment, Holanda.
- Latham, M. 1994. "Application of the Framework for Evaluating Sustainable Land Management and Further Developments". Págs. 422-427, en *15th World Congress of Soil Science*, INEGI/CNA, Acapulco, México.

- Lewandowski, I., M. H., rdtlein, y Kaltschmitt. 1999. Sustainable crop production: Definition and methodological approach for assessing and implementing sustainability. *Crop Science* 30: 184-193.
- López-Ridaura, S. 2005. *Multi-Scale Sustainability Evaluation: A Framework for the Derivation and Quantification of Indicators for Natural Resource Management Systems*. Tesis doctoral. Wageningen University and Reseah Center, Wageningen.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.
- Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/ Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica (MIDEPLAN). 1998. *Sistema de Indicadores sobre Desarrollo Sostenible (SIDES)*. San José, Costa Rica. <http://www.mideplan.go.cr/sides/> (consulta junio 2006).
- Mitchell, G., A. May, y A. McDonald. 1995. "PICABUE: A Methodological Framework for the Development of Indicators of Sustainable Development". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2: 104-123.
- Morse, S., y E. D. G. Fraser. 2005. "Making Dirty Nations Look Clean? The Nation State and the Problem of Selecting Indices as Tools for Measuring Progress Towards Sustainability". *Geoforum*, 36 625-640.
- Muller, S. 1995. "Evaluating the Sustainability of Agriculture at Different Hierarchical Levels: A Framework for the Definition of Indicators". *Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development*, 15-17 de noviembre, Wuppertal, Alemania.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 1993. *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment*. Environment Monographs OCDE/GD(93)179. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), París.
- Ostrom, E., T. Dietz, N. Dolsak, P. C. Stern, S. Stonich, y E. U. Weber (eds.). 2002. *The Drama of the Commons*. National Academy Press, Washington.
- Parris, M. T., y W. R. Kates. 2003. "Characterizing and Measuring Sustainable Development". *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 13.11-13.
- Pearse, D. W., y R. K. Turner. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. John Hopkins University Press, Londres.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, y J. M. Grove. 2005. "Biocomplexity in Coupled Natural-Human Systems: A Multi-dimensional Framework". *Ecosystems*, 8: 225-232.
- Pope, J., D. Annandale, y A. Morrison-Saunders. 2004. "Conceptualising Sustainability Assessment". *Environmental Impact Assessment Review*, 24: 595-616.
- Prabhu, R., C. J. P. Colfer, y R. G. Dudley. 1999. *Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management: A C&I Developer's Reference*. C&I Toolbox Series Center for International Forestry Research, Jakarta. www.cifor.cgiar.org/.
- Prescott-Allen, R. 2001. *The Wellbeing of Nations: A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment*. IDRC/Island Press, Canada.
- Smyth, A. J., y J. Dumanski. 1994. *FESLM: An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management*. World Soil Resources Reports 73. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Spangenberg, J. H., S. Pfahl, y K. Deller. 2002. "Towards Indicators for Institutional Sustainability: Lessons from an Analysis of Agenda 21". *Ecological Indicators*, 42: 1-17.
- Speelman, E. N., S. López-Ridaura, C. N. Aliana, M. Astier, y O. Masera. 2007. "Ten years of Sustainability Evaluation using the MESMIS Framework: Lessons Learned from its Application in 28 Latin American Case Studies". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14: 345-361.
- Spilisbury, M. J. 2005. *The Sustainability of Forest Management Assessing the impact of CIFOR's Criteria and Indicators research*. Impact Assessment Papers 4. CIFOR, Indonesia.
- Stockle, C. O., R. I. Papendick, K. E. Saxton, G. S. Campbell, y F. K. van Evert. 1994. "A Framework for Evaluating the Sustainability of Agricultural Production Systems". *American Journal of Alternative Agriculture*, 9: 45-51.
- Sutton, P. 2003. "An Empirical Environmental Sustainability Index Derived Solely from Nighttime Satellite Imagery and Ecosystem Service Valuation". *Population and Environment*, 24: 293-311.

- Taylor, D. C., M. Z. Abidin, S. M. Nasir, M. M. Ghazali, y E. F. C. Chiew. 1993. "Creating a Farmer Sustainability Index: a Malaysian Case Study". *American Journal of Alternative Agriculture*, 8: 175-184.
- United Nations Division on Sustainable Development (UNSD). 1992. *Agenda 21*. Río de Janeiro. <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/spanish/agenda21sptoc.htm/> (consulta junio 2006).
- United Nations Division on Sustainable Development (UNSD). 2001. *Indicators of Sustainable Development*. Río de Janeiro. <http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isd.htm/> (consulta junio 2006).
- von Bertalanffy, L. 1968. *General System Theory: Foundations, Development, Applications*. George Braziller, Nueva York.
- von Wirén-Lehr, S. 2001. "Sustainability in Agriculture: an Evaluation of Principal Goal Oriented Concepts to Close the Gap Between Theory and Practice". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84: 115-129.
- Walker, B., S. Carpenter, J. Anderies, N. Abel, G. Cumming, M. Janssen, L. Lebel, J. Norberg, G. D. Peterson, y R. Pritchard. 2002. "Resilience Management in Social-ecological Systems: a Working Hypothesis for a Participatory Approach". *Conservation Ecology*, 6.
- Waltner-Toews, D., y J. Kay. 2005. "The Evolution of an Ecosystem Approach: the Diamond Schematic and an Adaptive Methodology for Ecosystem Sustainability and Health". *Conservation Ecology*, 10(1): 38. <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art38/>.
- World Commission on Environment and Development (WCED). 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Nueva York.

4 Caracterización de sistemas de manejo de recursos naturales

Tamara Ortiz-Ávila

1. INTRODUCCIÓN

El primer paso del MESMIS¹ tiene como finalidad entender y describir la estructura de los sistemas de manejo de recursos naturales (SMRN) que se van a evaluar (formada por los subsistemas y los flujos de materia, energía e información que éstos mantienen entre sí y con otros sistemas). Así como su funcionamiento y los contextos histórico y socioambiental específicos en los que se desarrollan.

Desde la publicación del marco MESMIS (Masera *et al.*, 1999), este paso —denominado “proceso de caracterización de los sistemas de manejo”— ha enfrentado diversos retos, principalmente en lo referente al trabajo en equipos interdisciplinarios (p. ej., la generación de consensos), el nivel de participación de los diferentes actores, la definición del sistema (*i. e.*, de sus límites, componentes y flujos) y el manejo de información.

La experiencia de diferentes estudios de caso (ver Astier y Hollands, 2007; Masera y López-Ridaura, 2000; Ortiz-Ávila, 2005; Speelman *et al.*, 2007) así como los avances de investigación en otros campos (Dalal-Clayton *et al.*, 2003; López-Ridaura, 2005; Musters *et al.*, 1998; Pound *et al.*, 2003, entre otros) han aportado elementos que ayudan a responder las principales dudas y resolver problemas que surgen durante el proceso de caracterización de un SMRN.

A partir de una síntesis de tales experiencias, el presente capítulo expone los aspectos clave que pueden ayudar al equipo evaluador en esta tarea, considerando cuatro fases fundamentales:

1. Definición del SMRN: sistema, delimitación, subsistemas, flujos y contextos histórico y socioambiental.
2. Descripción del SMRN: manejo de información y tipologías.
3. Representación del SMRN: herramientas de comunicación.
4. Caracterización de un SMRN como actividad participativa.

2. DEFINICIÓN DEL SMRN: SISTEMA, DELIMITACIÓN, SUBSISTEMAS, FLUJOS Y CONTEXTO SOCIOAMBIENTAL

En el contexto de la evaluación de sustentabilidad, la definición del SMRN implica ubicar el sistema en un espacio y tiempo específicos; es decir, se debe determinar *qué se va a evaluar y cuál va a ser el horizonte temporal de la evaluación* (Musters *et al.*, 1998). Para responder esta pregunta, es necesario que el equipo evaluador tenga claridad sobre los

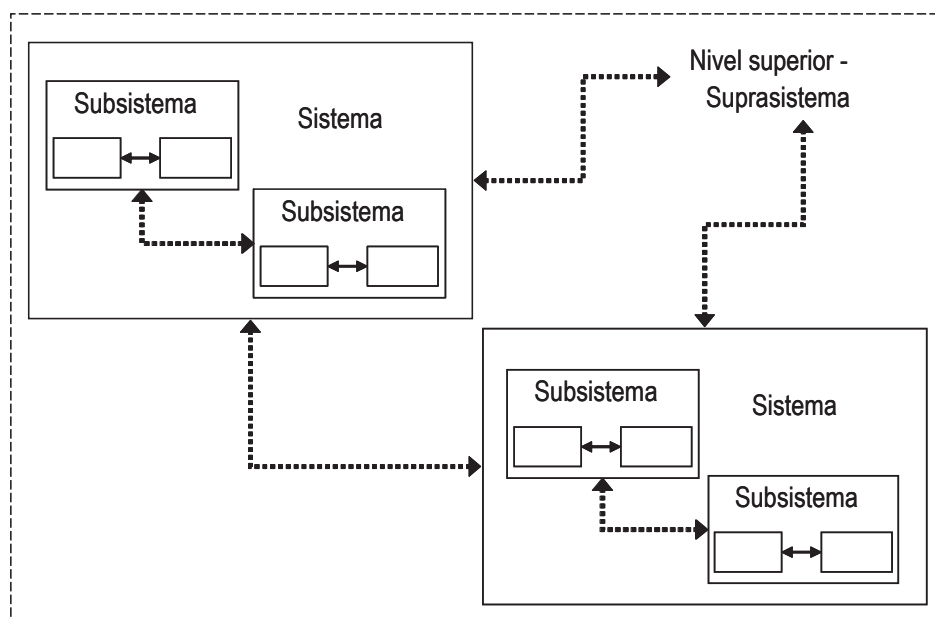
¹ Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo Incorporando Indicadores de Sustentabilidad.

principales conceptos relacionados con el SMRN. Como mencionan Masera *et al.* (1999), se deben identificar desde una perspectiva sistémica: el sistema bajo estudio; sus límites, subsistemas y flujos, y su contexto socioambiental.

La figura 1 muestra el diagrama de flujo típico que se obtiene mediante la caracterización, con los elementos principales que forman un sistema de manejo: los límites, distinguen y le dan identidad al sistema de manejo y permiten agrupar al conjunto de subsistemas que lo constituyen; los flujos son los elementos a través de los cuales materia, energía e información fluyen dentro y entre diferentes suprasistemas, sistemas y subsistemas. Los SMRN están organizados en jerarquías anidadas y, si se considera una escala de observación más amplia, el suprasistema puede corresponder al sistema bajo estudio o bien a un subsistema de un sistema más grande; por el contrario, si se considera una escala más detallada, los subsistemas pueden convertirse en el sistema de estudio, constituido por otros subsistemas más pequeños. En los siguientes párrafos se abordan estos elementos con mayor detalle.

La caracterización puede resultar sencilla cuando se estudian sistemas con fronteras bien definidas (p. ej., un organismo, una máquina, una parcela de maíz, un hato ganadero). Sin embargo, puede resultar muy compleja cuando se evalúan sistemas socioambientales que integran múltiples componentes (p. ej., sistemas agrosilvopastoriles), o bien cuando la escala de análisis se amplía (p. ej., conjunto de parcelas o microregión). Este problema se acentúa cuando se buscan representaciones plurales de los SMRN, que derivan de la conjunción de conceptualizaciones de diversas personas con diferente formación profesional, diferente nivel educativo y con diferentes rasgos socioculturales.

FIGURA 1. ELEMENTOS A IDENTIFICAR EN LA CARACTERIZACIÓN DE UN SISTEMA DE MANEJO DE RECURSOS NATURALES



El sistema de manejo. La palabra “sistema” tiene diferentes connotaciones según la disciplina o área del conocimiento que la utilice. Es empleada para describir conceptos tales como sistema social, ecosistema, sistema económico, sistema de producción, entre otros. En un contexto de trabajo interdisciplinario —como lo es la evaluación de sustentabilidad—, este concepto suele ser entendido de diferentes formas y ello puede derivar en la imposibilidad de definir el objeto de estudio. Para evitarlo, es fundamental que exista una definición construida por todos los que participan en la evaluación de sustentabilidad, a partir de una definición común. En términos formales, un sistema se define como un conjunto de componentes que interactúan entre sí de manera recíproca, y de cuya interacción surgen o emergen nuevas propiedades (Clayton y Radcliffe, 1996). Existen sistemas abiertos y sistemas cerrados. Los sistemas abiertos, como todos los SMRN, mantienen interacciones con el exterior (flujos de materia, energía e información) que dan origen a propiedades específicas. Estos sistemas se modifican continuamente por lo que se denominan también “sistemas dinámicos”².

² Para más detalles ver el capítulo 8 de este libro.

En la evaluación de sustentabilidad, un SMRN es considerado un sistema dinámico socioambiental, en el que existen factores socioculturales, económicos y ecológicos que interactúan entre sí para generar un conjunto de beneficios.

La caracterización del sistema implica una descripción en un momento dado, es decir es “una fotografía” del sistema en un punto particular de su historia. Para poder observar los cambios o transformaciones de los sistemas de manejo en el tiempo, es necesario incluir aspectos históricos o realizar más de un ciclo de evaluación (evaluación longitudinal).

Una vez que el equipo ha logrado una definición común del sistema de manejo que será evaluado, es necesario definir sus límites y, posteriormente, describir sus componentes, flujos y contexto socioambiental.

Límites de un SMRN

Una de las principales dificultades en la caracterización de un SMRN es su delimitación; es decir, determinar qué pertenece y qué no pertenece al sistema. Lo primero que hay que considerar es que los sistemas están ordenados jerárquicamente: un sistema se constituye por subsistemas y a su vez forma parte de otro sistema (Allen y Starr, 1982; Giampietro *et al.*, 2000). Por ejemplo, un árbol en su forma más simple es un sistema formado por otros sistemas que se relacionan entre sí como los tejidos, los órganos y las células. En este caso, existen barreras físicas que delimitan cada sistema (las membranas y la corteza). Por su parte, los SMRN son sistemas que están constituidos por elementos socioeconómicos y ecológicos, y para delimitarlos, pueden considerarse diferentes aspectos biofísicos o productivos (p. ej., una parcela o finca, una cuenca) y/o institucionales (p. ej., familia, comunidad, municipio).

En síntesis, de acuerdo con Kolasa y Rollo (1991), en la delimitación de un sistema socioambiental es necesario definir los siguientes aspectos:

- i. El objeto del estudio que ha sido previamente acordado.
- ii. Las fronteras que determinan el área: físicas, productivas, institucionales o socioeconómicas.
- iii. El periodo de tiempo cubierto por la evaluación.
- iv. La escala mayor a la que el sistema pertenece y que incluye el contexto socioambiental.

La delimitación del sistema permite acotar la unidad de análisis, y conocer cuáles son los subsistemas que lo conforman y las relaciones que mantienen entre sí. Para que todos los integrantes del equipo evaluador entiendan al sistema de igual forma, Masera *et al.* (1999) proponen elaborar representaciones gráficas del sistema caracterizado a partir de diagramas de flujo que facilitan la comunicación de ideas sobre éste³.

Subsistemas de un SMRN

Un subsistema es una unidad socioambiental mínima de estudio (Musters *et al.*, 1998). Su definición generalmente no representa un problema en la caracterización, siempre y cuando los límites del sistema estén claramente establecidos⁴; luego, es necesario describirlos para conocer los flujos de materia y energía que tienen entre sí. Es importante considerar que todos los subsistemas deben ser descritos en las mismas unidades de espacio y tiempo. Según la escala de análisis, estos subsistemas pueden ser definidos a partir de su rol social (p. ej., la familia o la comunidad), su rol productivo o económico (p. ej., agricultura, ganadería), o su rol biológico o ecológico (p. ej., suelo, clima, vegetación) (Ortiz-Avila, 2005).

Flujos e interacciones de un SMRN

Una interacción es una relación entre dos subsistemas o del sistema con el exterior, que puede ser descrita únicamente como positiva o negativa y da información sobre el comportamiento del sistema⁵. Un flujo es un intercambio (entrada y salida) de materia, energía o información por unidad de tiempo, que puede ser medido en diferentes unidades como toneladas/año, Joules/día, pesos/año, jornales/año, etcétera. En la caracterización de un SMRN, se describen principalmente los flujos que mantienen los subsistemas entre sí y el sistema en su conjunto con el ex-

³ Ver sección 2.2 en este capítulo.

⁴ En ocasiones es posible que al describir los subsistemas los límites se redefinan.

⁵ Para más detalles ver el capítulo 8 del presente volumen.

terior⁶. Existen numerosos métodos científicos para contabilizar o describir los flujos de materia, energía e información de los SMRN. En el contexto de la evaluación de sustentabilidad, algunos flujos pueden ser medidos con exactitud una vez que los indicadores han sido seleccionados. Tal es el caso del flujo de minerales (p. ej., Nitrógeno, Carbono, Potasio, entre otros) o los flujos vinculados con la producción de un cultivo (mano de obra, rendimientos, entre otros)⁷.

3. LA DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA: INFORMACIÓN DE CONTEXTO Y TIPOLOGÍAS

La información de contexto

La evaluación de un SMRN implica el estudio de sistemas complejos cuya descripción puede convertirse en una tarea interminable. Por ello, como primer paso en la descripción del SMRN, es importante acotar el tipo y la cantidad de información que se requiere según el ámbito de conocimiento. La caracterización debe contener la descripción de una serie de factores socioambientales y mantener el equilibrio entre las distintas perspectivas (O'Neill *et al.*, 1986).

El tipo de información necesaria puede ser distinta en cada evaluación; sin embargo, hay datos que son básicos para todos los casos y que ayudan a describir al sistema en su conjunto, los subsistemas y el contexto socioambiental. Masera *et al.* (1999) dividen esta información en tres tipos:

- a. *Biofísica*. Incluye el tipo de clima, la precipitación, los sucesos climáticos que afectan al sistema (*i. e.*, heladas, granizo, sequía), las asociaciones vegetales presentes, el ecosistema en donde se encuentra inmerso el SMRN, las características de los suelos.
- b. *Características tecnológicas y de manejo*. Incluye principalmente la información relacionada con las actividades productivas (*i. e.*, agrícolas, pecuarias, forestales, pesqueras), las tecnologías empleadas (maquinaria, tracción animal, pesca artesanal, prácticas de conservación de suelos, criaderos de fauna, reproducción de flora, etcétera), la estacionalidad de las actividades (*i. e.*, agricultura de temporal o de riego, meses de producción de leche, carne, periodicidad en la extracción de madera, etcétera).
- c. *Socioeconómica*. Incluye las características propias de la población vinculada con el SMRN: ubicación geográfica, tipo de organización social, objetivos de las actividades económicas (*i. e.*, autoconsumo, venta, autoempleo), rasgos culturales, tipo de mano de obra.

Es importante considerar que la evaluación de sustentabilidad no sólo considera sistemas que incluyen actividades productivas primarias como la agricultura o forestería, sino también otros tipos de manejo. Por ello —y de acuerdo con los objetivos de la evaluación—, es necesario describir en sus ámbitos biofísicos, socioeconómicos y de manejo otras actividades como la artesanía, el ecoturismo, la conservación de biodiversidad y la restauración.

La agrupación de la información requerida en una serie de categorías es arbitraria, pero debe considerar los aspectos ecológicos, sociales, culturales, económicos y las características de manejo particulares. Por ejemplo, en su estudio sobre prácticas de conservación de suelos en Bolivia, Delgadillo y Delgado (2005) hacen una categoría más para destacar los aspectos culturales de los socioeconómicos; por su parte, en su análisis de diferentes tipos de milpa en México, Moya *et al.* (2005) dividen la información en dos grandes grupos: 1) rasgos biofísicos y 2) manejo agroecológico, e incluyen en este último las características socioeconómicas y de manejo de cada sistema evaluado.

También existen casos en los que puede sistematizarse información histórica-ambiental que ayude a entender mejor el contexto actual del SMRN, así como acotar y dirigir la búsqueda de información; por ejemplo, datos sobre el uso del suelo, el tipo de cultivos y prácticas que han existido, o algunos factores históricos de cambio (p. ej., eventos climáticos, caídas de precio) (González de Molina, 2001; Ortiz-Ávila, 2005).

La información puede obtenerse de diversas fuentes bibliográficas como anuarios estadísticos, estudios elaborados por universidades, ONG, instituciones de gobiernos locales y nacionales, y bien de la propia población de

⁶ Es importante considerar que existen fuerzas que actúan sobre el sistema y que no pertenecen al nivel de organización adyacente, sino que son el resultado de decisiones que se toman a otras escalas o niveles jerárquicos *i. e.*, políticas públicas, precios de los productos, etcétera (Musters C.J.M. *et al.*, 1998).

⁷ Al respecto, ver también el capítulo 5 de este libro.

estudio. Según Rauschmayer y Risse (2005), es posible distinguir dos tipos generales de información para la caracterización de un SMRN:

- i) La que proviene de la integración de datos científicos o técnicos de diferentes disciplinas.
- ii) La que proviene del conocimiento local y se basa en la experiencia de los habitantes de un lugar específico⁸.

Es importante señalar que ambos tipos presentan riesgos, incertidumbres y falta de conocimiento (carencia de datos) que pueden dificultar su integración. En tales casos, conviene evaluar qué tan relevante es la información y recordar que sólo son necesarios aquellos datos útiles para la descripción general del sistema. La información detallada será generada en los siguientes pasos de la evaluación y en los ciclos posteriores.

Tipologías de SMRN

La mayoría de los estudios de caso ha enfocado la aplicación del MESMIS para evaluar sistemas de producción agrícola, forestal y/o pecuaria (Speelman *et al.*, 2007). Sin embargo, es posible incluir otro tipo de actividades vinculadas con el manejo de recursos naturales como pesquerías, acuicultura, manejo de flora y fauna silvestre, ecoturismo o conservación de un área natural. En ocasiones puede evaluarse un mismo tipo de manejo pero con variantes (p. ej., agricultura orgánica *vs.* convencional; extracción no regulada de flora *vs.* reproducción y comercialización). En tales circunstancias, es conveniente construir una tipología de sistemas, sin perder de vista que cada tipo deberá pertenecer a la misma escala de análisis.

En la literatura se han descrito algunos métodos concretos para definir tipologías desde una perspectiva multidisciplinaria. Para el caso de actividades productivas, Toledo *et al.* (1998) proponen una tipología de productores o unidades de producción basada en nueve atributos que distinguen los dos modos básicos de apropiación de los ecosistemas: el campesino y el agroindustrial. Con esto se construye un índice que considera el grado de tecnificación para la producción y así se obtiene el grado de ‘campesinidad’ o ‘agroindustrialidad’.

Otros ejemplos son las tipologías elaboradas por Ortiz-Avila (2005), quien considera los diferentes niveles de organización social para la producción y el grado de diversificación productiva de las parcelas, y de López-Ridauro (2005), que emplea Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la definición de los diferentes agroambientes presentes en una región.

Es importante considerar que no siempre existe suficiente información de contexto para hacer tipologías de los sistemas, por lo que la definición de los “tipos de sistemas” debe ser realizada por el equipo evaluador a partir de sus propios criterios.

4. REPRESENTACIÓN DEL SMRN: HERRAMIENTAS DE COMUNICACIÓN

La evaluación de sustentabilidad busca ser un ejercicio interdisciplinario y participativo; para lograrlo requiere —como primera acción— que el equipo de trabajo tenga claridad sobre el lenguaje y los conceptos que serán utilizados durante todo el proceso. Es importante tener siempre presente que el “lenguaje técnico” debe ser comprendido por todos los integrantes del equipo, y la caracterización del SMRN representa el primer reto en este sentido. El trabajo comienza desde el momento en que se define el SMRN y continúa hasta que es descrito en términos estructurales y funcionales. A lo largo de este proceso, es recomendable hacer una síntesis de toda la información recabada y generar una representación gráfica del SMRN. Ambas tareas ayudarán a comunicar mejor las ideas en el equipo evaluador y con otros actores.

Para el manejo de información se han utilizado cuadros-resumen que ayudan a integrar y comparar los datos recabados en diferentes sistemas (esto último cuando se trata de dos SMRN; cuadro 1).

⁸ Existen numerosos autores que resaltan la importancia del conocimiento local en el contexto de la sustentabilidad. Sin embargo en este capítulo se mencionan aquellos que hacen referencia explícita de esto en el proceso de definición de un SMRN.
















CUADRO 1. CARACTERÍSTICAS DE LOS SISTEMAS AGROECOLÓGICO Y DE REFERENCIA EN UNA REGIÓN SEMIÁRIDA DE BRASIL

Características		Sistema agroecológico	Sistema de referencia
Biofísicas		Trópico semiárido. Índices pluviométricos con variaciones anuales del orden de 50%. Verano seco. Invierno lluvioso, precipitación media de 400 mm. Periodos prolongados de sequía. Vegetación tipo <i>caatinga</i> (selva mediana y baja)	
Componentes bióticos	Nº de especies vegetales anuales y bianuales	67	11
	Nº de especies arbóreas y arbustivas	50	11
	Nº de variedades inter e intraespecíficas	25	7
	Animales	Cabras, mulas, aves, abejas, etc.	Cabras, mulas, aves, etc.
Tecnología y manejo	Preparación de suelo	Cultivador de tracción animal y manual	Manual
	Siembra	Matraca y manual	Manual
	Cultivo	Azadón, machete y cultivador	Azadón y machete
	Manejo de plagas y enfermedades	Extractos vegetales	Cebos formicidas
	Fertilización	Estiércol de gallina y residuos orgánicos	Estiércol de gallina y residuos orgánicos
	Cosecha	Manual	Manual
	Manejo animal	Extensivo y plantas medicinales	Extensivo
Socioeconómicos	Área	Área propia: 2.5 ha Asentamiento: 1.5 ha	Área propia: 2.5 ha Asentamiento: 1.0 ha
	Régimen de posesión de la tierra	Propia + posesión	Herencia + posesión
	Mano de obra	Familiar: 5.5 UTF	Familiar: 8 UTF
	Destino de la producción	Autoconsumo + venta	Autoconsumo + venta
	Comercialización	Venta directa a consumidores + mayoristas	Venta directa a consumidores + mayoristas
	Participación social	Sindicato Asociación comunitaria Banco de semillas Movimiento Sin Tierra (MST)	Asociación comunitaria

Fuente: (Gomes de Almeida y Bianconi Fernandes, 2005).

Cuando el equipo evaluador está integrado por productores, técnicos y/o especialistas de distintas disciplinas, es recomendable utilizar lenguajes que permitan comprender los aspectos más relevantes. Existen numerosas técnicas para que los agricultores representen su conocimiento a partir del uso de símbolos o dibujos elaborados por ellos mismos. El objetivo es facilitar la comprensión de la información más técnica (cuadro 2).

CUADRO 2. EJEMPLO DE CUADRO-RESUMEN CAMPESINO DONDE SE MUESTRAN DIFERENTES EXPRESIONES SIMBÓLICAS QUE PUEDEN SER UTILIZADAS PARA SINTETIZAR INFORMACIÓN DE LOS SMRN

Característica	Sistema A	Sistema B
		
		
	No se usa	Sí se usa
		
		
		No hay

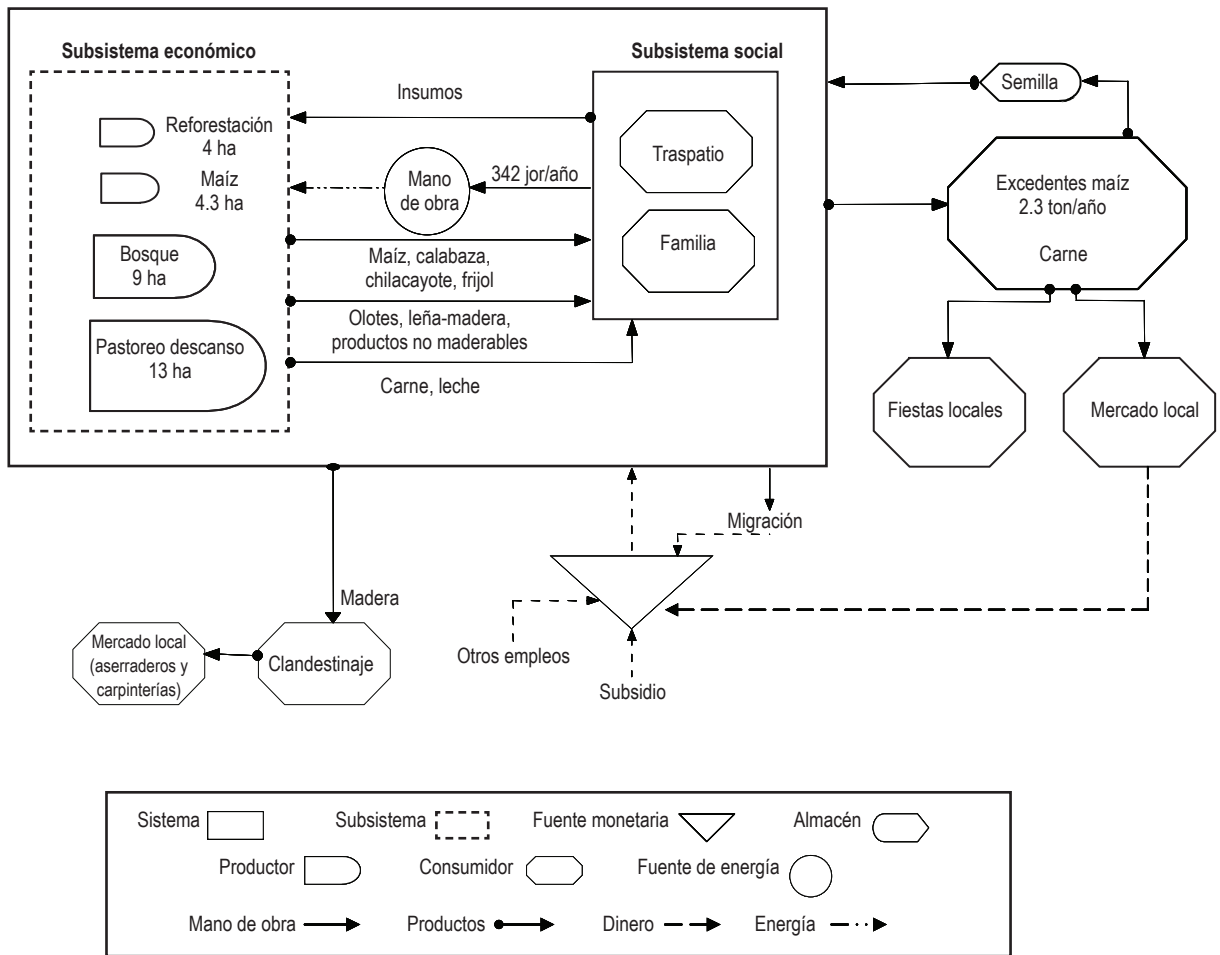
Nota: Dibujos elaborados por Teresa Camou para el "Manual de Técnicos Comunitarios" (ver Ortiz-Avila T., et al., en preparación).

Una forma muy útil de sistematizar la información obtenida de los SMRN es mediante la elaboración de diagramas que ayuden a visualizar la complejidad de los SMRN de manera sencilla y amigable. Los diagramas de flujo son la herramienta más comúnmente utilizada en las evaluaciones de sustentabilidad (ver Astier y Hollands, 2007; Masera *et al.*, 1999). Existen muchas formas de emplear esta herramienta metodológica. En el ámbito ecológico, Odum (1971, 1997) propuso un lenguaje simbólico para representar los diferentes tipos de subsistemas y flujos que conforman un ecosistema. Este lenguaje puede servir de base para representar los SMRN desde una perspectiva multidimensional, siempre y cuando sean incorporados símbolos que representen los aspectos económicos y socioculturales relacionados con el sistema. La figura 2 muestra el tipo de diagramas que se obtienen de

la caracterización de los sistemas de manejo utilizando la simbología propuesta por Odum⁹. Es importante considerar que el nivel descriptivo y de detalle de cada diagrama dependerá del objetivo de la evaluación y del trabajo realizado por el equipo evaluador.

También es posible esquematizar un SMRN empleando dibujos y símbolos menos abstractos, que permitan a todos los participantes una mejor comprensión de la estructura y el funcionamiento del sistema (figura 3).

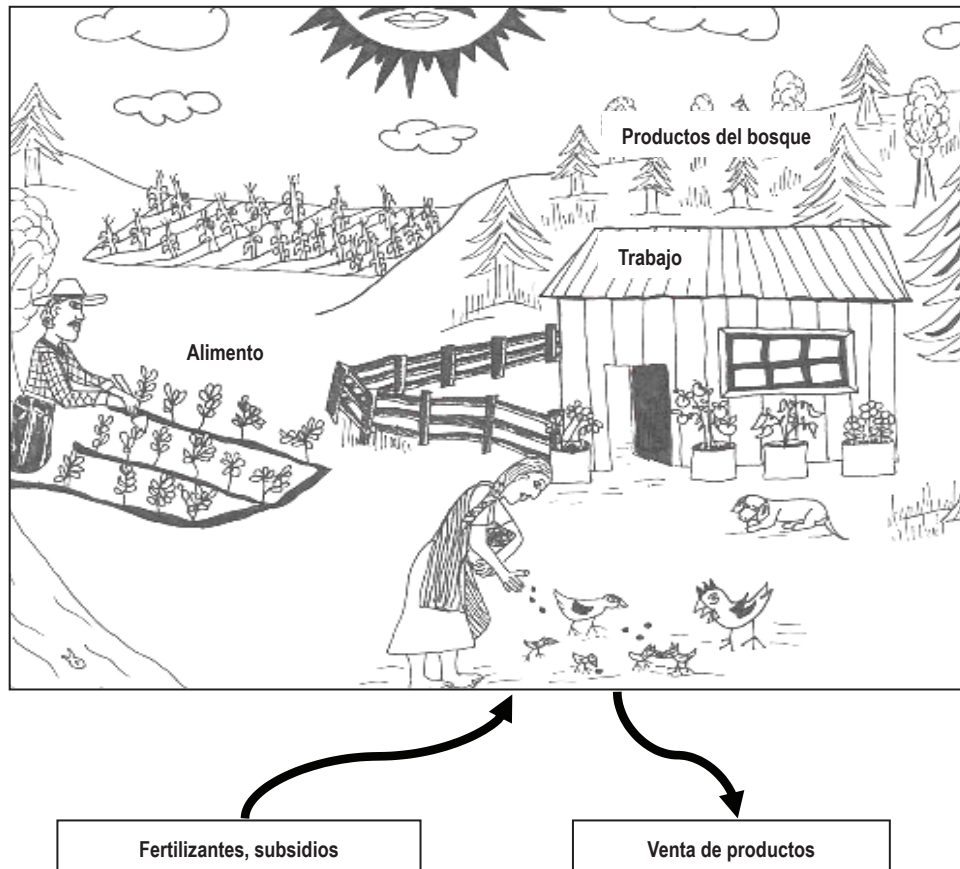
FIGURA 2. DIAGRAMA QUE REPRESENTA EL SISTEMA AGROSILVOPASTORIL DEL EJIDO CASAS BLANCAS, MICHOACÁN, EMPLEANDO UN LENGUAJE SIMBÓLICO



Fuente: Ortiz-Ávila, 2005.

⁹ Un ejemplo detallado de este tipo de propuestas puede consultarse en Ortiz-Ávila, 2005.

FIGURA 3. DIBUJO UTILIZADO PARA ILUSTRAR ALGUNOS FLUJOS DE UN SMRN CAMPESINO



Fuente: Ortiz-Avila *et al.*, en preparación.

5. LA CARACTERIZACIÓN COMO ACTIVIDAD PARTICIPATIVA

Las experiencias en la utilización del MESMIS muestran que la mayoría de los estudios se han elaborado a partir de iniciativas de tipo académico (Speelman *et al.*, 2007). Esto significa que los agricultores, los productores, los campesinos y, en general, los manejadores de recursos naturales, no están plenamente integrados en el proceso de evaluación. En la mayoría de los casos, se fomenta la participación local únicamente para proporcionar información; sin embargo, si lo que se busca es fomentar procesos de cambio, es necesario generar otros espacios de participación (Dalal-Clayton *et al.*, 2003; Pound *et al.*, 2003). Para lograrlo, es importante considerar el tipo de participación que se requiere. Biggs (1989) y Probst (2000) (en Pound *et al.*, 2003), diferencian cuatro tipos generales de participación¹⁰:

1. *Participación por contrato.* Un solo actor controla las decisiones en un proceso de innovación y define las actividades de otros actores (*i. e.*, contratando tierras, servicios, apoyo en campo, etcétera).
2. *Consultiva.* Las decisiones son tomadas mayoritariamente por un grupo, y la participación se promueve para obtener información.
3. *De colaboración.* Diferentes actores colaboran, y se establece un espacio más equitativo de toma de decisiones. Se promueve el intercambio de conocimiento y se incluyen las diferentes contribuciones.
4. *Colegiada.* Diferentes actores trabajan juntos. El conocimiento y la responsabilidad están igualmente distribuidos, y las decisiones son tomadas por acuerdos o consensos entre todos los actores.

¹⁰ El concepto de participación es muy complejo. Existen otras muchas tipologías elaboradas por diferentes autores; sin embargo, la tipología propuesta resulta particularmente útil en el contexto de las evaluaciones de sustentabilidad.

Estos cuatro tipos de participación pueden ser utilizados solos o combinados según el momento en que se encuentre la evaluación de sustentabilidad. En la fase de caracterización, cuando lo que se busca es información que describa el SMRN, los tipos de participación “consultiva” y “de colaboración” suelen ser los más adecuados. Usualmente este tipo de información es generada en talleres comunitarios en donde los manejadores participan proporcionando información sobre su sistema (figura 4) (ver Chambers, 2002). El Anexo I muestra un ejemplo de una actividad para el proceso de caracterización de un SMRN. En los siguientes pasos de la evaluación, sin perder de vista su objetivo, debe considerarse qué tipos de participación son más convenientes.

Existen diferentes técnicas, ejercicios y métodos para lograr la participación, según los actores involucrados (Cascón y Beristain, 2004; COSYDDHAC y CONTEC, A.C., 2003; Chambers, 2002; Geilfus, 1998; Ortiz-Avila *et al.*, en preparación, entre otros). El equipo evaluador tiene el reto de elegir las que más convengan de acuerdo con los objetivos y las capacidades. La participación activa significa un gran desafío para los diferentes sectores campesinos, políticos y académicos, ya que implica ser capaces de reconocer la validez del lenguaje y los conocimientos que poseen los demás (van Kerkhoff, 2005).

FIGURA 4. VISTA DEL DIAGRAMA DE CARACTERIZACIÓN DE UN AGROECOSISTEMA DE CAFÉ REALIZADO EN UN TALLER PARA PROMOTORES COMUNITARIOS EN CHILÓN, CHIAPAS



Foto: Tamara Ortiz-Avila, 2005.

6. CONCLUSIONES

La caracterización de un SMRN es un proceso que permite conocer el sistema en un momento dado (es como una fotografía). Sin embargo, es importante no perder de vista que el sistema es dinámico y que, por lo tanto, la caracterización requiere una continua reflexión y discusión por parte del equipo evaluador. Es necesario reconocer los diferentes aspectos históricos, sociales, culturales, políticos, económicos y ecológicos que intervienen en el manejo del sistema, y lograr un equilibrio en la información que se genera para cada uno de ellos.

Otro elemento importante en el proceso de caracterización es la construcción de una tipología *ad hoc* al sistema que se va a evaluar, pues esto ayuda a definir los límites del sistema y permite tener una visión más clara de la realidad. Es importante no perder de vista que los criterios para la construcción de dicha tipología deberán estar relacionados con los objetivos de la evaluación.

Finalmente, cabe resaltar que la caracterización es el punto de partida para lograr una evaluación en la que participen todos los actores relacionados con el sistema. Es común encontrar trabajos en los que únicamente los investigadores, los técnicos o los productores participan en el proceso de evaluación, y excluyen a mujeres, jóvenes u otros actores relacionados. Promover la inclusión de todos los actores en la evaluación permitirá tener una visión más amplia de las necesidades y la problemática, y puede aportar información valiosa para conocer y comprender mejor los flujos relacionados con el SMRN.

Entender la complejidad de un sistema en el que se buscan tanto la satisfacción de necesidades humanas como la conservación de los ecosistemas es una tarea que implica un esfuerzo de reconceptualización de las actividades productivas. Se torna necesario reconocer la importancia de los saberes locales y las diferentes áreas del conocimiento científico y técnico. Frente a la actual problemática ecológica y la desigualdad social y económica, es necesario generar esfuerzos que permitan trabajar colectivamente y generar nuevos cuerpos de conocimiento que nos aproximen a una sociedad cada vez más sustentable.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, T. F. H., y T. B. Starr. 1982. *Hierarchy Theory: Perspective for ecological complexity*. University of Chicago Press., Chicago.
- Astier, M., y J. Hollands (eds.). 2007. *Sustentabilidad y campesinado: seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, 2a ed. Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Cascón, S. P., y C. M. Beristain. 2004. *La alternativa del juego (1): juegos y dinámicas de educación para la paz*, 14a ed. Catarata, Madrid.
- Clayton, M. H., y N. J. Radcliffe. 1996. *Sustainability: A Systems Approach*. Westview Press Inc. Colorado.
- COSYDDHAC y CONTEC. 2003. *Guía metodológica para la educación de adultos: la pedagogía de la necesidad. Un sistema de educación no formal para el manejo de recursos naturales en la Sierra Tarahumara*. Chihuahua, México.
- Chambers, R. 2002. *Participatory Workshops. A Source of 21 Sets of Ideas and Activities*. Earthscan Ltd., Londres.
- Dalal-Clayton, B., D. Dent, y O. Dubois. 2003. *Rural Planning in Developing Countries. Supporting Natural Resource Management and Sustainable Livelihoods*. Earthscan Ltd., Londres.
- Delgadillo, P. J., y F. B. Delgado. 2007. "Evaluación de la sustentabilidad de un sistema basado en la implementación de prácticas de conservación de suelos, en la comunidad de Chullpakasa, Bolivia". Págs. 203-246, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Geilfus, F. 1998. *80 Herramientas para el desarrollo participativo, diagnóstico, planificación, monitoreo, evaluación*. GTZ/II-CA-Holanda/LADERAS C.A., El Salvador.
- Giampietro, M., K. Mayumi, y J. Martínez-Alier. 2000. "Introduction to the Special Issues on Societal Metabolism: Blending New Insights from Complex System Thinking with Old Insights from Biophysical Analyses of the Economic Process". *Population and Environment*, 22: 97-108.
- Gomes de Almeida, S., y G. Bianconi Fernandes. 2007. Sustentabilidad económica de un sistema familiar en una región semiarida de Brasil. Págs. 121-160, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México..
- González de Molina, M. 2001. "The Limits of Agricultural Growth in the Nineteenth Century: A Case Study from the Mediterranean World". *Environment and History*, 473-499.
- Kolasa, J., y C. D. Rollo. 1991. "The Heterogeneity of Heterogeneity: A Glossary". Págs. 1-23, en J. Kolasa y S. T. A. Pickett (eds.), *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag, Nueva York.
- López-Ridaura, S. 2005. *Multi-Scale Sustainability Evaluation: A Framework for the Derivation and Quantification of Indicators for Natural Resource Management Systems*. Tesis doctoral. Wageningen University and Reseah Center, Wageningen.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.

- Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Moya, G. X., A. Caamal, B. Ku Ku, E. Chan Xool, I. Armandáriz, J. Flores, J. Moguel, M. Noh Poot, M. Rosales y J. Xool Domínguez. 2007. "La sustentabilidad que viene de lejos: una evaluación multidisciplinaria e intercultural de la agricultura campesina de los mayas en Xohuayán, Yucatán". Págs. 161-202, en M. Astier y J. Hollands (eds.). *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Musters, C. J. M., H. J. Graaf, y W. J. ter Keurs. 1998. "Defining SocioEnvironmental Systems for Sustainable Development". *Ecological Economics*, 243-258.
- O'Neill, R. V., D. L. DeAngelis, J. B. Waide, y T. F. H. Allen. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Nueva Jersey.
- Odum, E. P. 1997. *Ecology. A Bridge Between Science and Society*. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Odum, H. T. 1971. *Environment, Power and Society*. Wiley-Interscience, Nueva York.
- Ortiz-Ávila, T. 2005. *Análisis de interacciones sociales y económicas de tres sistemas de manejo de recursos naturales. Estudio de caso en el Ejido Casas Blancas, Michoacán, México*. Tesis de maestría. Universidad Internacional de Andalucía.
- Ortiz-Ávila, T., R. A. Quiroz, y T. Camou (en preparación). *Manual para el técnico comunitario en evaluación de sustentabilidad de agroecosistemas campesinos*. México.
- Pound, B., S. Snapp, C. McDougall, y A. Braun. 2003. *Managing Natural Resources for Sustainable Livelihoods: Uniting Science and Participation*. Earthscan, Londres.
- Rauschmayer, F., y N. Risse. 2005. "A Framework for the Selection of Participatory Approaches for SEA". *Environmental Impact Assessment Review*, 25: 650-666.
- Speelman, E. N., S. López-Ridaura, C. N. Aliana, M. Astier, y O. Masera. 2007. "Ten years of Sustainability Evaluation using the MESMIS Framework: Lessons Learned from its Application in 28 Latin American Case Studies". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14: 345-361.
- Toledo, V. M., P. Alarcón-Chaires, y L. Barón. 1999. "Estudiar lo rural desde una perspectiva interdisciplinaria: una aproximación al caso de México". *Revista de Estudios Agrarios*, 12: 55-90.
- van Kerkhoff, L. 2005. "Integrated Research: Concepts of Connection in Environmental Science and Policy". *Environmental & Policy*, 8: 452-463.

ANEXO I. EJEMPLO DE UNA ACTIVIDAD PARTICIPATIVA PARA LA CARACTERIZACIÓN DE UN SMRN

Tomado de: Ortiz-Avila *et al.* (en preparación).

Esta actividad está dirigida al técnico comunitario que ha sido capacitado o formado como facilitador educativo. Se presenta en un formato sencillo para que pueda ser modificada según las características del grupo, la comunidad o los espacios que se tienen. No debe tomarse como receta, sino como una guía que promueva el trabajo en grupo.

Actividad sugerida: “El Sorteo”

-

Material:

- Papelógrafo o cartulina.
- Plumones.
- Cinta adhesiva.
- Hojas carta.
- Tijeras.
- Bolsa de plástico o caja de cartón.

Método:

1. Previo al inicio de la dinámica, el facilitador recortará papeles de hojas carta donde escribirá los aspectos que son necesarios para conocer los agroecosistemas: clima, suelo, vegetación, mano de obra, tecnología empleada, sucesión de cultivos...; luego los doblará y colocará en una bolsa o urna de cartón.
2. El facilitador recortará papeles de hojas carta y escribirá números del 1 al 5, de manera que sean cinco papeles con cada número; los doblará y colocará en otra bolsa o urna de cartón.
3. El facilitador explicará la dinámica, que consiste en un sorteo en el que se formarán equipos para describir el agroecosistema de la comunidad donde se quiere trabajar.
4. El facilitador invitará a cada persona a que tome un papel de la bolsa que contiene los números. Se reunirán las personas que tengan el mismo número y formarán un equipo.
5. El facilitador invitará a un miembro de cada equipo para que tome un papel de la bolsa o urna de las características del agroecosistema y la lleve con los miembros de su equipo. Cada equipo tendrá que describir de la manera más amplia la característica que les tocó en suerte, y la explicarán en el papelógrafo con dibujos o palabras.
6. Se continuará hasta que se haya terminado la descripción de todas las características. Cada equipo presentará su papelógrafo y el resto del grupo podrá agregar elementos que no hayan sido contemplados. El facilitador puede agregar elementos que conozca.

Discusión y conclusiones:

El facilitador abre la discusión; se sugieren las siguientes cuestiones:

- La necesidad de buscar más información o asesoría para mejorar nuestra descripción y entender mejor el agroecosistema.
- La importancia de definir entre todos qué información es más o menos importante.
- Si el dibujo se encuentra completo y las relaciones establecidas entre elementos se consideran correctas.

5 Formulación de indicadores socioambientales para evaluaciones de sustentabilidad de sistemas de manejo complejos

Marta Astier y Carlos González

1. INTRODUCCIÓN

El uso del término “indicador” tiene una connotación técnica que lo hace parecer una herramienta exclusiva de especialistas (Bell y Morse, 2003). Sin embargo, todos utilizamos indicadores cotidianamente para tomar decisiones. El medidor del tanque de combustible en un automóvil o el reporte del clima en las noticias matutinas son ejemplos de indicadores que nos dan información útil sobre el estado de un sistema o sobre su posible evolución.

A partir de la publicación del Informe Brundtland y de la Agenda 21 (WCED, 1987) ha crecido exponencialmente el número de estudios en la literatura internacional que analiza un tipo especial de indicadores, los llamados “indicadores de sustentabilidad”. Dentro de este rubro se pueden encontrar indicadores biofísicos, sociales, económicos y políticos. Existen indicadores a escalas global, regional, nacional, urbana, comunitaria, para explotaciones agrícolas o forestales, o industrias, por citar sólo algunos ejemplos.

En general, el uso de indicadores en las evaluaciones de sustentabilidad ha sido bastante heterogéneo. En un principio, se intentaba simplemente generar listas de “indicadores de sustentabilidad” *ad hoc* para problemas específicos bajo estudio. Esto tenía la ventaja de ser inicialmente un ejercicio relativamente sencillo; por ejemplo, Bell y Morse (2003) afirman que es posible pedir a un grupo reducido de personas acordar una lista de indicadores relacionados con el desarrollo sustentable, y usualmente en unos 30 minutos obtendrán una lista básica, pero resulta muy difícil llegar a un conjunto coherente, que tenga sentido para todos. A partir de esta problemática se originó la necesidad de desarrollar marcos estructurados, que ligan los atributos generales de los sistemas dinámicos con indicadores específicos para cada contexto socioambiental, en escalas espaciales y temporales predefinidas. Normalmente se utilizan enfoques jerárquicos y sistémicos que sirven de orientación para poder derivar un conjunto de indicadores seleccionados de manera rigurosa, y se incluyen procesos participativos (Maser *et al.*, 1999; Peterson *et al.*, 2003).

La forma de llegar a derivar los indicadores en los marcos de evaluación de sustentabilidad es también diversa. Algunos llegan directo a ellos, mientras que otros usan un esquema jerárquico con “criterios de diagnóstico” u otro tipo de “criterio” que liga los atributos o principios de sustentabilidad con los indicadores. Otros incluso incluyen “verificadores” (p. ej., CIFOR) que son la forma de medir el indicador (Dumanski, 1994; y CIFOR).

En este capítulo se examina primero el concepto de indicador y los tipos de indicadores. Posteriormente, se describe cómo incorporar los indicadores a los marcos de evaluación de sustentabilidad, tomando como referencia la metodología de evaluación de sustentabilidad MESMIS.

2. ¿QUÉ ES UN INDICADOR DE SUSTENTABILIDAD?

De acuerdo con Quiroga (2001), “un indicador es más que una estadística, es una variable que en función del valor que asume en determinado momento, despliega significados que no son aparentes inmediatamente, y que los usuarios decodificarán más allá de lo que muestran directamente, porque existe un constructor cultural y de significado social que se asocia al mismo”. Es una variable que brinda las bases para evaluar tendencias ambientales, sociales y económicas, o establecer metas de políticas. Los indicadores pueden ser cualitativos (aparición de canalículos de erosión, percepciones sobre la utilidad de una tecnología, etc.), cuantitativos (tasa de infiltración, rendimientos, valor de la producción, cantidad de nemátodos, etc.) o índices compuestos por la relación entre diferentes variables (índice de calidad del suelo, índice de desarrollo humano) (Etchevers, 1999; Astier *et al.*, 2002).

Además, un indicador de sustentabilidad lleva implícito un conjunto de valores y metas evocados en el concepto de sustentabilidad (Quiroga, 2001). Por ello, los indicadores son muy importantes para hacer operativos los atributos de sustentabilidad en variables que se puedan medir localmente. En otras palabras, los indicadores de sustentabilidad son herramientas útiles para reducir la complejidad de la descripción de un sistema (Giampietro, 1997). Ayudan a promover la comunicación entre los diferentes agentes relacionados con el sistema de manejo, y a construir consensos (en el recuadro 1 se incluyen más definiciones del concepto).

Asimismo, los indicadores son particulares a los procesos de los que forman parte, y aquellos que son apropiados para ciertos sistemas pueden ser inapropiados para otros. Por esta razón, no existe una lista de indicadores universales (Bakkes *et al.*, 1994). De hecho, los indicadores concretos dependerán de las características del problema específico bajo estudio, de la escala del proyecto, del grado de acceso y de la disponibilidad de datos. El conjunto de indicadores seleccionados está relacionado con su criterio de formulación y debe responder a los objetivos de la evaluación.

RECUADRO 1. DEFINICIONES DE INDICADOR DE SUSTENTABILIDAD POR ORDEN CRONOLÓGICO

Los indicadores pueden ser definidos como variables que deben conceder información sobre la condición y/o tendencia de un atributo considerado como relevante en el sistema. Deben también dar información para el proceso de toma de decisiones. Son escogidos para describir la evolución del sistema de interés y/o para determinar su comportamiento en relación a metas u objetivos. Los indicadores son la representación operativa de los atributos (Gallopín, 1996).

Los indicadores nos permiten monitorear el progreso para así poder implementar de manera efectiva los conceptos de sustentabilidad. Los indicadores que están bien diseñados pueden resumir o simplificar información relevante; hacer perceptible el fenómeno de interés; además de cuantificar, medir y comunicar la información importante (Gallopín, 1997).

Son variables, apuntadores o índices relacionados con un criterio específico. Sus fluctuaciones revelan la variación de aquellos atributos clave en el ecosistema. La posición y tendencia del indicador en relación al valor de referencia indica el estado actual y la dinámica del sistema (García y Staples, 2000, p. 385-386).

Los indicadores de sostenibilidad proveen señales que facilitan la evaluación de progreso hacia objetivos que contribuyen a lograr la meta de lograr el bienestar humano y ecosistémico en forma simultánea (Quiroga, 2001).

Son parámetros con los que se puede evaluar la sustentabilidad de un sistema complejo ya que sirven para monitorear cambios a través del sistema, incluyendo los componentes económicos y bio-físicos (Belcher *et al.*, 2004).

Tipos de indicadores

Existen indicadores que se identifican más comúnmente con una dimensión específica, ya sea económica, social o ambiental. También hay indicadores que se asocian a sistemas de manejo específicos, como los sistemas forestales, pecuarios, acuícolas, reservas naturales, entre otros. Sin embargo, estas áreas temáticas o disciplinarias en la realidad no funcionan de manera aislada, sino que se traslapan; así, un indicador que pertenece a un ámbito específico puede afectar también otras áreas temáticas (Astier y Hollands, 2007).

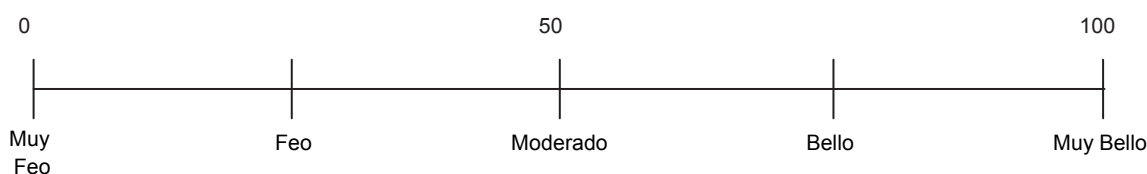
Existen indicadores de estado y de manejo (Abbona *et al.*, 2007). Los primeros aportan información del estado actual de un recurso natural o social como rendimientos, balances de nutrientes o costos de producción. Los indicadores de manejo parten del supuesto de que ciertas prácticas tienen un efecto determinado (positivo o negativo) en el estado de un recurso natural o un componente del sistema determinado. Algunos ejemplos son: frecuencia de rotación de las parcelas; tipo de prácticas utilizadas para el control de plagas o la conservación de suelos, y grado de cumplimiento de normas para el uso de los recursos naturales (Astier y Hollands, 2007).

Los indicadores pueden resultar de un conjunto de mediciones, de índices calculados o de juicios de expertos (Bockstaller y Girardin, 2003). Pueden ser: *simples*, resultado de mediciones o estimaciones de una variable (p. ej., a través de un modelo de simulación); o *compuestos*, obtenidos mediante agregaciones de variables o indicadores simples. El contenido de carbono orgánico antes de la siembra o el número de lombrices de tierra por unidad de superficie son ejemplos de los primeros, mientras que el 'Índice de sustentabilidad' desarrollado por Flores y Sarandón (2004) o el 'Coeficiente de distribución del ingreso' de Gini, son ejemplos de los segundos.

Existen indicadores cuantitativos y cualitativos. Las variables cuantitativas son aquellas que permiten medir propiedades tangibles, susceptibles de ser calculadas e interpretadas numéricamente. Se expresan en escalas que indican tanto el orden de los objetos como la distancia entre ellos. Ejemplos de indicadores cuantitativos son: rendimientos (kg/ha), el grado de compactación del suelo o los ingresos monetarios.

Las variables cualitativas se utilizan comúnmente para medir propiedades o cualidades que tienen o pueden tener una naturaleza subjetiva, por ejemplo las percepciones estéticas. Se expresan en escalas ordinales que indican el orden de los objetos a medir de acuerdo con su menor o mayor contenido de dicha propiedad. Por ejemplo, para medir la belleza se pueden ordenar diferentes objetos (personas, paisajes, cuadros, etc.) en una escala como la que se muestra en la figura 1.

FIGURA 1. EJEMPLO DE ESCALA ORDINAL PARA MEDIR UN INDICADOR DE TIPO CUALITATIVO



En este tipo de escalas sólo importa el orden de los objetos y no la distancia entre ellos. Si se lleva a cabo el ejercicio de integración final, todos los indicadores de procedencia cualitativa o cuantitativa se estandarizan con la finalidad de tenerlos en un formato común.

Escalas

Los sistemas socioambientales se localizan en escalas espaciales, institucionales y temporales específicas, que a su vez se articulan e interactúan a diferentes niveles. Por ejemplo, el manejo de un sistema agrícola en la parte alta de una cuenca impacta las zonas más bajas de ésta. Enfocarse sólo en una escala determinada puede ocultar procesos importantes que sólo se hacen evidentes en escalas más finas o amplias. 'Escarlar' (hacia arriba o hacia abajo) significa ligar procesos y actores procedentes de otros niveles espaciales, temporales y sociales (Lovell *et al.*, 2002). Por lo tanto, 'escalar' va más allá de la simple agregación o desagregación de los resultados de un nivel determinado para obtener resultados en otro nivel deseado. Los autores Lovell *et al.* (2002) describen las escalas temporales, espaciales y administrativas o institucionales. La primera se refiere al tiempo que tardan los procesos socioambientales en cambiar de uno a otro estado. En el caso de procesos que ocurren en el suelo, por ejemplo, la cantidad de un nutriente puede cambiar de un ciclo agrícola al otro, pero la textura tardará más de mil años en cambiar. Para esta-

blecer la temporalidad de los indicadores a medir en determinado agroecosistema, también es importante tomar en cuenta aspectos climáticos, como la precipitación pluvial, que tienen un efecto directo en la tasa de los cambios. Existen periodos de lluvias que cambian estacionalmente o de manera estocástica —un año de sequía por cada 10 años— o errática —se alternan años de sequía con años de lluvia—.

El segundo tipo de escala se refiere a la extensión o ubicación física del sistema bajo estudio. Por ejemplo, los indicadores a seleccionar serán diferentes si el sistema se encuentra aguas arriba o aguas abajo en una cuenca hidrográfica, o si se encuentra en una zona con agua o sin agua subterránea, si se trata de un basamento geológico.

La última es la escala institucional o administrativa, y se relaciona con el tipo y función de la jurisdicción que “controla” los sistemas; va de lo local a lo global, y puede ser un organismo gubernamental (por ejemplo, las entidades municipales) o no gubernamental (por ejemplo, una cooperativa de comercialización con representación de varias comunidades o villas). Los indicadores a nivel familiar son diferentes a los indicadores utilizados a nivel comunitario.

Las jurisdicciones implican límites que se pueden traslapar o estar dentro de un área geográfica mayor. Una misma cuenca hidrográfica, por ejemplo, puede ser de competencia de uno, dos o más municipios. Asimismo, la escala institucional determinará los objetivos y los puntos críticos identificados por los diferentes actores sociales involucrados (agricultores; miembros de un consejo de cuencas; la Secretaría de Agricultura o de Medio Ambiente; socios de la cooperativa; ONG) (López-Ridaura *et al.*, 2005, y el capítulo 7 de este volumen).

El objeto de estudio y la escala de medición determinarán el conjunto de indicadores más adecuado para la evaluación. Cada nivel jerárquico tiene sus indicadores asociados. En el nivel superior se encuentra la región agrícola, conformada por las unidades de cuenca o unidades administrativas, si hablamos de escalas biofísicas o institucionales, respectivamente. En el nivel intermedio están los agroecosistemas o unidades productivas, con sus indicadores derivados a partir de las comunidades campesinas, cooperativas agrícolas, los diferentes ecosistemas y los recursos naturales (suelo, agua, biodiversidad). Por último, en el nivel inferior están la parcela y los componentes productivos (agrícola, animal), que a su vez están compuestos por diferentes especies, variedades y comunidades bióticas. Las decisiones del diseño y la composición de especies en las diferentes parcelas están hechas por el agricultor y su familia (véase la figura 2).

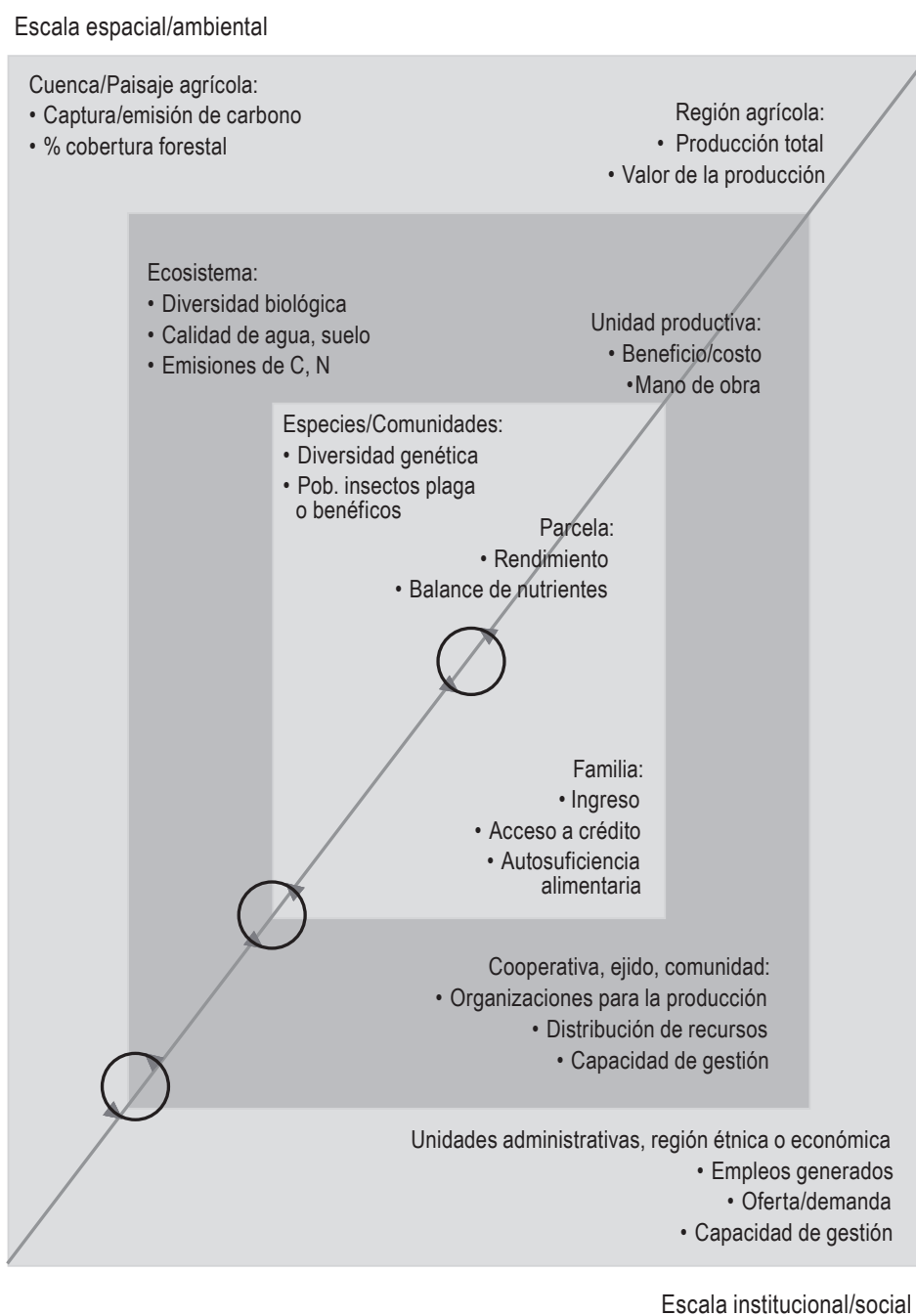
Para cada escala se pueden identificar indicadores tanto en el área ambiental como en la económica y la social. En cualquiera de los casos, se procura tener una representación estadística aceptable. El tipo de monitoreo necesario para obtener información válida por indicador depende del sistema de manejo de los recursos naturales (SMRN) y del problema bajo estudio. Para ciertos indicadores ambientales, como el comportamiento de la humedad edáfica, es necesario un monitoreo continuo a lo largo del ciclo de cultivo. En otros casos, la toma de información una vez al año puede ser suficiente. El cuadro 1 ilustra algunos indicadores edáficos y sus escalas temporales de medición. Indicadores como la textura de suelos se ligan más bien a la evaluación de la génesis y clasificación de suelos más que a las evaluaciones que tratan de investigar el efecto de ciertos sistemas de manejo sobre las propiedades de los suelos.

CUADRO 1. ESCALA TEMPORAL DE LOS INDICADORES EDÁFICOS

Indicador	Tendencia esperada	Tiempo requerido para percibir cambios
Textura	Equilibrio	Más de 1,000 años
Densidad aparente	Disminución	Menos de 10 años
Tasa de infiltración	Incremento	Menos de 1 año
Profundidad	Incremento	Más de 10 años
PH	Equilibrio	Más de 5 años
N y P disponibles	Incremento	Menos de 2 años
Carbono orgánico total	Incremento	De 2 a 6 años

Fuente: Astier *et al.*, 2002.

FIGURA 2. LA FORMULACIÓN DE INDICADORES DESDE EL AGROECOSISTEMA (O UNIDAD PRODUCTIVA) Y SU ARTICULACIÓN CON OTROS NIVELES SOCIALES, ESPACIALES Y ECOLÓGICOS



Un conjunto robusto de indicadores

Obtener un conjunto apropiado o robusto de indicadores no es tarea fácil; en muchas ocasiones se escogen los indicadores de manera rápida sin reflexionar. Si se monitorean muy pocos, algunos aspectos cruciales pueden escapar de la atención y, muchas veces, las relaciones sinérgicas o de competencia se perderán de vista (von Wirén-Lehr, 2001). Al contrario, si son demasiados los indicadores escogidos, tanto la colección como el análisis de los datos pueden representar costos inmanejables, además de que los resultados y conclusiones pueden ser redundantes y el mensaje que se quiere comunicar a través del conjunto de indicadores puede resultar incomprensible (Van Cauwenbergh 2006, Bossel, 2001).

Los indicadores cuidadosamente seleccionados (o indicadores estratégicos) deben conformar un conjunto sólido que proporcione información sobre los atributos de sustentabilidad y los procesos relevantes que tienen lugar en el sistema de manejo a evaluar. Probablemente se comience con una lista preliminar y exhaustiva de posibles indicadores, pero se debe terminar con un conjunto manejable para el equipo de evaluación. Bell y Morse (2003) resaltan la gran discrepancia acerca del número ideal de indicadores, aunque la mayoría de los estudios utilizan entre 10 y 20 (Astier y Hollands, 2007; Masera *et al.*, 2000; Speelman *et al.*, 2007)¹.

Umbrales y valores de referencia

La definición de valores de referencia es un asunto crucial para el objetivo de la evaluación. El tipo de preguntas que se hace el equipo evaluador es: ¿cuál es la meta?, ¿a dónde queremos llegar? La definición de umbrales inferiores o superiores puede ser relativamente sencilla en el caso de algunos indicadores ambientales, como los niveles de materia orgánica en el suelo o de compuestos tóxicos en plantas (De Graaf *et al.*, 1997). Incluso existen límites máximos permitidos definidos legalmente para cierto tipo de contaminantes, como el caso de la polución atmosférica en las ciudades o los niveles de nitratos en agua en la Unión Europea. Sin embargo, es menos claro establecer cuál sería un nivel o rango ideal de ingresos, de organización o de dependencia de insumos externos para un sistema de manejo específico. Bell y Coudert (2005) sugieren que la definición de umbrales se realice de manera participativa durante el proceso de selección de indicadores, para evitar así que se midan indicadores para los cuales no se puedan establecer metas o rangos ideales. Galván-Miyoshi (en el capítulo 6) detalla algunos de los procedimientos para la definición de umbrales y rangos.

3. MEDICIÓN Y MONITOREO DE LOS INDICADORES

Tras haber definido un conjunto robusto de indicadores, es necesario analizar con detalle el procedimiento que se utilizará para su medición y monitoreo.

Un mismo indicador puede medirse de muchas maneras. En esta fase es muy importante tener en cuenta que cada forma de medición implica características específicas en cuanto a: *a)* inversión en tiempo, infraestructura y recursos humanos; *b)* unidad de medición, y *c)* público objetivo, o sea, ¿quién va a usar los resultados y para qué? Por ejemplo, el indicador erosión se puede medir utilizando parcelas de escurrimiento (unidad de medición: Mg sedimentos/ha) o de manera visual (cantidad de cárcavas, alta, media o baja). La primera forma de medición implica una inversión económica cuantiosa y resultará efectiva para comunicar los resultados a científicos, técnicos y agricultores. La segunda opción es de bajo costo pero los resultados, aunque se pueden comunicar eficazmente a comunidades rurales y agricultores, no se podrán utilizar en estudios científicos más específicos ni en modelos de simulación. Existe toda una gama de posibilidades para la medición de indicadores. Puesto que la sustentabilidad enfatiza el carácter dinámico y temporal de los sistemas de manejo, conviene enfatizar en métodos de toma de información que incluyan el monitoreo de procesos durante cierto periodo de tiempo, el análisis de series históricas o el modelaje de ciertas variables en el tiempo.

De modo general, los diversos métodos accesibles incluyen:

- La revisión bibliográfica, incluida la información que permita establecer tendencias en el comportamiento de los indicadores.
- Las mediciones directas (p. ej., la determinación de rendimientos en biomasa total y en grano, o algún parámetro sobre calidad de suelos).
- El establecimiento de parcelas experimentales o de dispositivos para medir el comportamiento de algún indicador (p. ej., lotes de escurrimiento para la medición de erosión o trampas para cuantificar insectos plaga).
- Los modelos de simulación (p. ej., el uso del modelo EPIC para determinar la relación erosión-productividad).
- Las encuestas (p. ej., para determinar el índice de sustitución de insumos).
- Las entrevistas formales e informales.
- Las técnicas grupales.

¹ Véase el capítulo 2 de este libro.

Para esta última forma de medición existen una serie de herramientas tanto para derivar como para medir los indicadores de forma participativa, lo que además contribuye a mejorar el proceso de aprendizaje por parte de los agentes sociales involucrados en el sistema de manejo. Algunas de estas herramientas se describen mejor en el capítulo 4 de este libro y en Ortiz y Quiroz (en preparación).

La selección final de la intensidad y del tipo de métodos utilizados para la medición de indicadores dependerá de los recursos humanos y económicos disponibles para la evaluación. Sin embargo, deben evitarse esquemas muy simples basados únicamente en la recopilación de información indirecta. En este caso, es mejor simplemente posponer la evaluación.

Se sugiere una combinación de métodos directos e indirectos. Es particularmente importante establecer un programa claro de medición para los indicadores de los procesos más críticos. Los estudios de caso en los que se ha aplicado el MESMIS han involucrado las siguientes técnicas de medición de indicadores, según el área de evaluación:

Técnicas para obtener indicadores ambientales

Revisión bibliográfica extensa sobre características ambientales regionales. Acceso a bases de datos con información meteorológica (precipitación, siniestros naturales, etc.). Datos históricos sobre rendimientos de cultivos.

Mediciones directas mediante métodos de muestreo para determinar, por ejemplo, rendimientos de cultivos, propiedades edáficas, diversidad de especies manejadas y presencia de plagas y malezas.

Establecimiento de aparatos de medición fijos en los mismos terrenos de los agricultores (jaulas de exclusión para estimar producción de biomasa, lotes de escurrimiento para medir erosión y producción de hojarasca; trampas de insectos, etcétera).

Elaboración de una *Matriz de Coeficientes Técnicos* para obtener las características técnicas *deseadas* por sistema (demanda de trabajo, insumos, costo y productividad), a través del análisis de las prácticas de cultivo.

Utilización de modelos de simulación; por ejemplo, el modelo EPIC (www.brc.edu.tamus.edu/epic) o el modelo APSIM (www.apsru.gov.au) para determinar a largo plazo el comportamiento esperado de los rendimientos de cultivos y su relación con la pérdida de suelos. En sistemas forestales, definitivamente se necesita hacer uso de modelos, pues los resultados de las prácticas de manejo se verifican muchos años después.

Técnicas para obtener indicadores sociales y económicos

Revisión bibliográfica extensa sobre características socioeconómicas regionales. Evolución histórica de precios de insumos y productos cosechados del sistema de manejo.

Levantamiento de encuestas familiares y encuestas institucionales por comunidad u organización.

Entrevistas abiertas y semiestructuradas con productores, personas clave de la comunidad y personal de la organización. Aquí pueden ser de gran utilidad los métodos de investigación participativa y las propuestas del diagnóstico rural rápido (WRI-GEA, 1993; Geilfus, 1997).

Remitimos al lector a los estudios de caso en los que se ha aplicado el MESMIS para una discusión detallada de los métodos utilizados para la medición de indicadores para sistemas socioambientales (Masera y López-Ridaura, 2000; Astier y Hollands, 2007; Speelman *et al.*, 2007). El cuadro 2 ilustra la forma de medición de indicadores ambientales, económicos y sociales representativos.

CUADRO 2. INDICADORES GENÉRICOS Y SUS FÓRMULAS, MÉTODOS Y UNIDADES DE MEDICIÓN

Criterio de diagnóstico	Indicador	Fórmula	Forma de medición	Unidades
Retornos	Valor Presente Neto (VPN)	$\sum (Bt - Ct)/(1 + r)^t$ ¹	Encuesta	Coficiente
	Ingresos netos	$\sum Bt$	Encuesta	\$/ha, jornales/ha, \$/ productor o unidad familiar \$/kg de producto
	Variación de los rendimientos		Muestreos en campo y/o encuesta	% de superficie o producto o cosecha afectado
Eficiencia	Relación Beneficio Costo (B/C)	$[\sum Bt/(1 + r)^t]/[\sum Ct/(1 + r)^t]$ ¹	Encuesta	Coficiente
	Tasa de Tierra Equivalente	(Rendimiento de policultivo/Rendimiento de monocultivo) ²	Mediciones directas en el campo	Coficiente
	Eficiencia energética	Salidas o productos (Mcal)/Entradas o consumo (Mcal)	Encuesta	Coficiente
	Rentabilidad de la mano de obra	$\sum Bt/Ct$ MO ³	Encuesta	Coficiente
Conservación	Calidad de suelo y agua	Índice compuesto	Muestreos en campo y análisis laboratorio	Coficiente
	Nivel de erosión del suelo		Mediciones en el campo o parcelas de escurrimiento o modelo de simulación	Porcentaje de área erosionada Erosión media (ton/ha/año) Ecuación Universal de Erosión Laminar (USLE) (ton/ha)
	Regeneración de árboles		Muestreos en campo	Número de plántulas por hectárea Supervivencia de plántulas (año 1 al año 5)
Diversificación de actividades productivas	Índice de diversidad	Índice de Shannon ⁴ $H = - \sum p_i \log p_i$	Muestreos en campo	Coficiente
	Índice de Sustitución de Insumos (ISI)	$(aP_1 + bP_2)/(aM_1 - C)$ ⁵	Encuesta	Coficiente
	Porcentaje del ingreso derivado de distintos cultivos o compradores	$(IT/IP_i)100$ ⁶	Encuesta	Coficiente
Distribución de Costos y Beneficios Participación	Empleo generado o demanda de trabajo	UMA ha ⁻¹ año ⁻¹ ⁷	Encuesta	Empleos/unidad de producción o empresa
	Beneficiarios del sistema		Encuestas y consulta a datos estadísticos en la organización, comunidad o cooperativa.	Número y tipo de beneficiarios por género, sector social, edad, etnia Proporcionalidad entre costos y beneficios
	Involucramiento de productores en el diseño, implementación y monitoreo del sistema		Entrevistas y visitas a las unidades de producción	Número y frecuencia de participantes en cada fase

Criterio de diagnóstico	Indicador	Fórmula	Forma de medición	Unidades
Capacidad de cambio e innovación	Capacitación y generación de conocimientos		Entrevistas y visitas a las unidades de producción.	# de agricultores capacitados
	Capacidad de innovación tecnológica en los últimos años	Cualitativo	Encuesta	Baja, media, alta
Autosuficiencia	Índice de Dependencia de Insumos Externos (IDIE)	$(CIE)/(CIT)100^8$	Encuesta	Coeficiente
	Ahorro interno (el inverso de grado de endeudamiento)	$(CT/CP)^{-1}9$	Encuesta	Coeficiente
	Porcentaje del gasto en alimentos cubierto con la producción propia	$(CA / CAp)^{10}$	Encuesta	Coeficiente
Organización/Control	Derechos de propiedad (individuales o colectivos) reconocidos	Reglas sobre el uso y disposición de los recursos	Encuestas y asistencia a las asambleas.	
	Poder de decisión sobre aspectos críticos del sistema de manejo	Control local sobre precios y abasto de insumos o productos; acceso a maquinaria	Entrevista a los directivos de la organización o de la comunidad.	

¹ Donde Bt son los beneficios al año t , Ct los costos al año t y r la tasa de descuento.

² $(TTE) = Ap_i / Am_i$, Ap_i = Rendimiento del cultivo i en sistema de policultivo (kg/ha); Am_i = Rendimiento del cultivo i en sistema de monocultivo (kg/ha); $TTE > 1$: el policultivo es más eficiente y $TTE < 1$: el monocultivo es más eficiente (p. ej. $TTE = 1.17$ significa que con el policultivo se ahorra un 17% de la tierra).

³ Donde Bt son los beneficios totales al año t , Ct MO los costos de inversión en mano de obra al año t .

⁴ Donde p_i representa la proporción (o abundancia relativa) de cada especie en la población; la sumatoria \sum es sobre las "S" especies ($i = 1, 2, \dots, S$) de la población.

⁵ Siendo a = precio del primer cultivo; b = precio del segundo cultivo; P = policultivo; M = monocultivo; C = costo del insumo que el policultivo debe reemplazar.

⁶ Siendo I = ingresos; T = totales; P = cultivo.

⁷ Siendo UMA la Unidad de Trabajo Familiar ó el número de empleos familiares de tiempo completo generados.

⁸ Siendo CIE el costo de inversión en insumos externos y CIT los costos de inversión de todos los insumos.

⁹ Siendo CT los costos totales y CP los costos cubiertos a través de préstamos o créditos bancarios.

¹⁰ Donde CA es el costo de los alimentos consumidos por la familia y CAp el costo equivalente de los alimentos obtenidos en la finca o parcela propia.

Finalmente, una herramienta útil para la medición y el monitoreo de indicadores es la elaboración de una matriz de factibilidad (Bell y Coudert, 2005). En ésta, el equipo de evaluación debe definir (ver el cuadro 3):

- Los límites superior e inferior del indicador (el rango de equilibrio).
- Si el indicador se relaciona con indicadores o mediciones existentes.
- La unidad de medida.
- Cuándo, cómo y quién realizará la medición (presente y futura) del indicador.
- La confianza en obtener el resultado (en escala de 1 a 10, de menor a mayor).

Si bien este último valor puede ser subjetivo, el ejercicio es particularmente útil para que el equipo evaluador pueda aceptar o rechazar ciertos indicadores antes de proceder a la medición.

CUADRO 3. MATRIZ DE FACTIBILIDAD DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD PARA UN PROGRAMA DE MANEJO DE ÁREAS COSTERAS EN EL LÍBANO

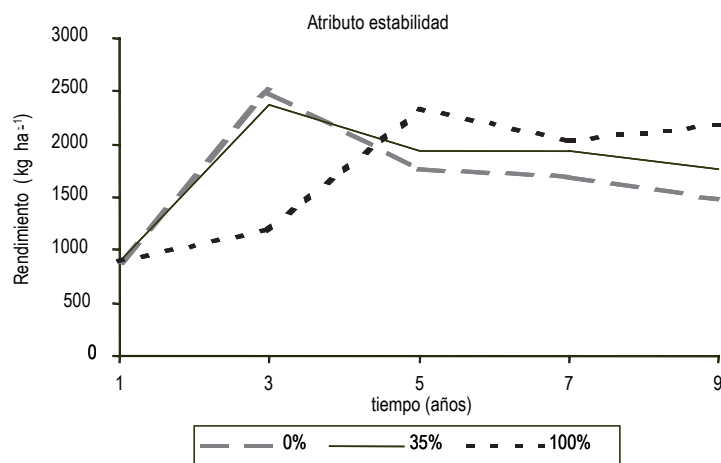
Indicador	Límite inferior	Límite superior	Unidad de medida	Línea de tiempo (cuándo)	Método de medición	Institución a cargo de la medición	Factibilidad
% de superficie agrícola clasificada como orgánica	5	15	ha	Cada 2 años	Encuesta en campo y análisis de suelos	Municipio, equipo PMAC, escuela de agricultura, experto en suelos	7
Superficie agrícola cultivada en relación a superficie agrícola total	60	80	ha	Cada 2 años	Encuesta en campo, estadísticas, percepción remota	Municipio, equipo PMAC, experto en SIG	5
Uso actual de agua en relación al uso ideal por hectárea	0.8	1.2	litros	Cada 2 años	Encuesta en campo, estudio	Municipio, ingeniero agrónomo	5
% de línea costera artificial en relación al total	30	40	% o proporción (km / km)	Cada año	Imágenes de satélite, fotografías aéreas	Centro de Percepción Remota	8
% de áreas verdes (jardines públicos, reforestación)	1.5 m ² /persona	3.5 m ² /persona	m ²	Cada año	Encuesta en campo y registros municipales	Municipio, equipo PMAC	9
Actividades conjuntas entre municipio, grupos locales y ONG como % del total de proyectos	30	50	No. de proyectos	Cada año	Registros municipales y reportes anuales	Municipio	9

Fuente: Adaptado de Bell y Coudert (2005).

4. PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

Los resultados obtenidos en cada indicador se presentan de manera individual, ya sea de manera cualitativa o cuantitativa. Como ejemplos, se presentan los resultados de un modelo de simulación sobre los rendimientos obtenidos en nueve años para tres sistemas de manejo evaluados (véase la figura 3).

FIGURA 3. SIMULACIÓN A NUEVE AÑOS DEL INDICADOR RENDIMIENTO Y EL ATRIBUTO ESTABILIDAD BAJO ESQUEMAS DE MANEJO, 0%, 35% Y 100% DE RETENCIÓN DE LA COSECHA CUBRIENDO EL SUELO (MODELO APSIM)



Fuente: Adaptado de Speelman *et al.*, 2007).

En el cuadro 4 se presentan los resultados del macroindicador Eficiencia Energética, el cual está compuesto a su vez por otros indicadores como los costos (o entradas) y salidas energéticas. Las diferentes entradas (en litros, kilogramos) se convierten a la unidad de energía, Megajoule, mediante los factores de conversión reportados por varios autores en otros trabajos.

CUADRO 4. EFICIENCIA ENERGÉTICA PARA LOS SISTEMAS DE VIÑEDO ANTIGUOS (B1 Y B2) Y MODERNOS (A1 Y A2) DE BERISSO, ARGENTINA

	Energía equivalente (MJ unidad ⁻¹)	Agroecosistemas							
		A1		A2		B1		B2	
		Cantidad	Total	Cantidad	Total	Cantidad	Total	Cantidad	Total
Entradas (E)									
Gasolina (l)	42.3	20	846	94	3,976	66	2,792	70	2,961
Gasoil (l)	47.8	20	956	0	0	0	0	0	0
Herramientas (Kg)	90	1	90	1	90	1	90	1	90
Fungicida de síntesis (kg)	271.9	3	816	7	1,903	3.6	979	0	0
Herbicida (l)	450	0	0	0	0	0	0	0.5	225
Sulfato cobre (kg)	4	0	0	21	84	0	0	20	80
Cal (kg)	1.3	0	0	11	14	0	0	20	26
Insecticida (kg)	327	0,1	33	0.2	65	0.2	65	0	0
Total Entradas			2,741		6,132		3,926		3,382
Salidas (S)									
Uva (kg)	3.4	3,200	10,880	15,000	51,000	8,500	28,900	6,000	20,400
Eficiencia energética (S/E)			4.0		8.3		7.4		6.0

Fuente: Adaptado de Abbona *et al.* (2007).

En el cuadro 5 se muestra un ejemplo del tipo de resultados utilizados para la obtención de índices de uso frecuente, como el Índice de Desarrollo Humano.

CUADRO 5. INDICADORES PARA OBTENER EL ÍNDICE DE DESARROLLO HUMANO. TOMADO DEL INSTITUTO LATINOAMERICANO Y DEL CARIBE DE PLANIFICACIÓN ECONÓMICA Y SOCIAL-ILPES (2001)

	Ingreso real per cápita					Índice de esperanza de vida	Índice de desarrollo humano
	Ingreso total mensual	Población	Ingreso per cápita \$	Ingreso per cápita US\$	Índice de ingreso		
Barrio	13,337,006	2,156.00	725,438 795,348	347.41 380.89	0.207852	0.77983	0.5320
A	11,050,004	221.00	50,000	23.94	-0.238575	0.77983	0.205
B	11,021,002	144.00	76,535	36.65	-0.167521	0.77983	0.221
C	30,545,000	521.00	58,628	28.08	-0.212007	0.77983	0.209
D	48,215,000	775.00	62,213	29.79	-0.2021	0.77983	0.213
E	29,506,000	495.00	59,608	28.55	-0.209239	0.77983	0.211

La presentación de resultados por indicador permite al equipo de evaluación discutir por separado el estado de los diferentes procesos y componentes del sistema de manejo en términos de sustentabilidad, todavía sin hacer un esfuerzo de síntesis o integración de los resultados.

5. LA FORMULACIÓN DE UN CONJUNTO ROBUSTO DE INDICADORES A TRAVÉS DEL MARCO MESMIS

En el contexto del MESMIS, los indicadores son variables que dan información sobre la productividad, la regulación y la transformación de un sistema de manejo. Es decir, dan información sobre los atributos de sustentabilidad. Son variables que nos orientan acerca del comportamiento del sistema socioambiental en cuanto a: la oferta de bienes y productos; su distribución intra e inter generaciones; la respuesta a los cambios temporales y estructurales, y la capacidad del sistema de adaptarse, transformarse y de ser autogestivo.

En este sentido, el conjunto de indicadores utilizado para el proceso de evaluación debe ser robusto y no necesariamente exhaustivo. Como se mencionó anteriormente, robusto significa que los indicadores están cuidadosamente seleccionados para conformar un conjunto sólido que proporcione información sobre los atributos de sustentabilidad y los procesos relevantes que tienen lugar en el sistema de manejo a evaluar. Asimismo, los indicadores son sensibles y tienen una base estadística o de medición suficiente (de Camino y Muller, 1993). La lista de indicadores debe incluir solamente aquéllos con una influencia crítica para el problema bajo estudio. Para que el esquema de evaluación sea realmente operativo en el contexto del MESMIS, los criterios que debemos seguir para determinar el conjunto final de indicadores son los siguientes, de acuerdo con Maserá *et al.* (1999) y Sarandón (2002):

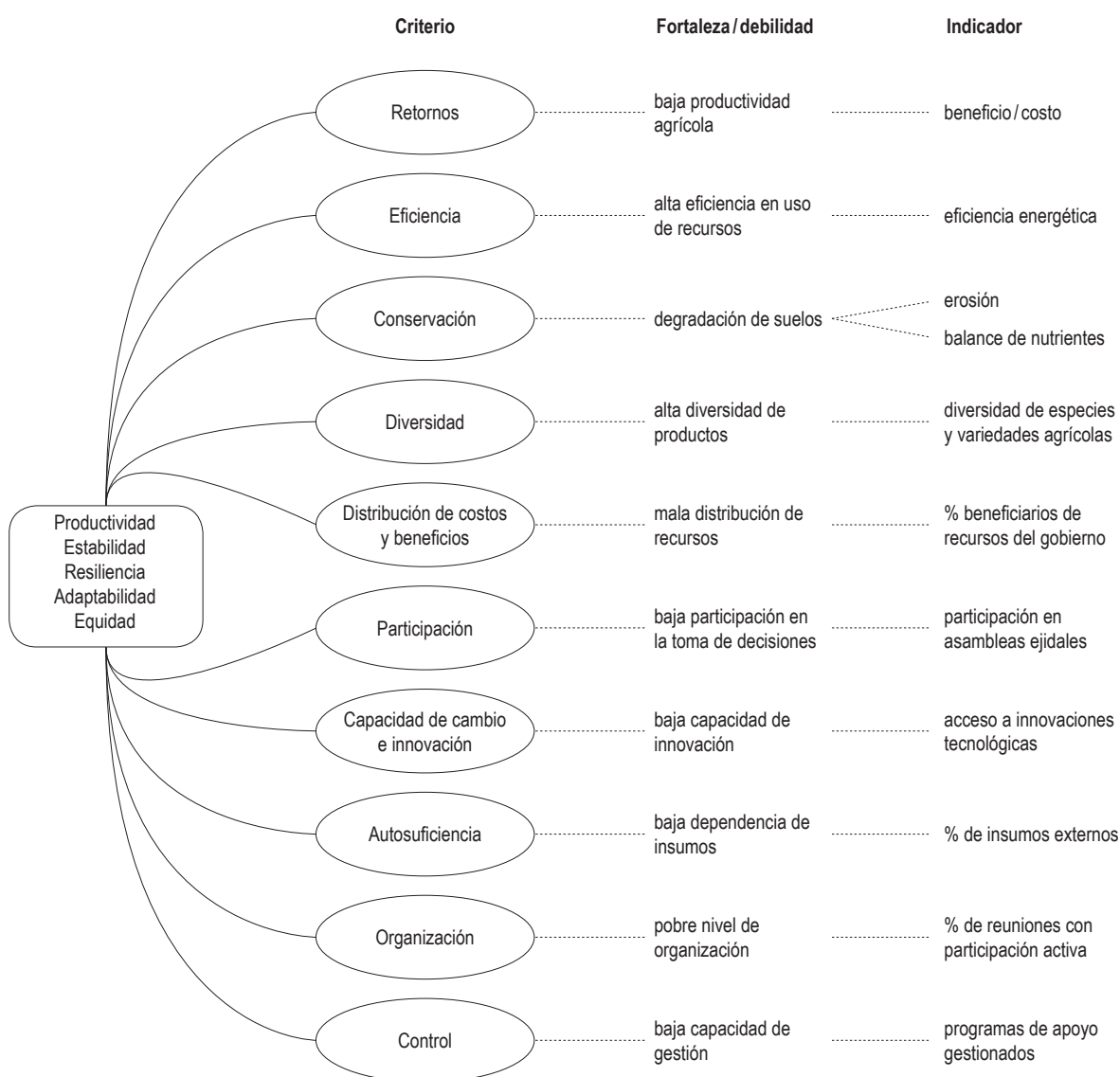
- Cubrir los requisitos jerárquicos y metodológicos señalados por el marco MESMIS.
- Ser adecuados para el objetivo de la evaluación.
- Tener sensibilidad a los cambios en el tiempo de la evaluación.
- Ser claros y fáciles de transmitir al público a quien están dirigidos
- Contar con valores de referencia, como umbrales superiores e inferiores.
- Ser integradores (es decir, en lo posible dar información condensada sobre varios atributos importantes del sistema).
- Estar adaptados a las capacidades humanas y de infraestructura del equipo de trabajo.
- Ser adecuados a la escala ecológica y del sistema socioambiental estudiado.
- Permitir medir cambios en el periodo considerado para la evaluación.
- Al menos algunos, si no todos, deben ser instrumentos de política para los manejadores de los recursos naturales.

Dentro del MESMIS, se sugieren cuatro fases o pasos intermedios para formular un conjunto robusto de indicadores de sustentabilidad de un sistema de manejo determinado:

- Definir una serie de criterios de diagnóstico específicos que permitan enlazar los atributos de sustentabilidad con un conjunto de indicadores.
- Identificar las fortalezas y las debilidades del sistema socioambiental que se está evaluando, asegurándose que se cubran también todos los atributos de sustentabilidad.
- Elaborar una lista general de posibles indicadores que cubran los criterios de diagnóstico y las fortalezas y las debilidades identificadas. Este procedimiento asegura que exista un vínculo entre indicadores, criterios de diagnóstico, fortalezas y debilidades y atributos de sustentabilidad (véase la figura 4). Con esto se evitan las listas interminables de indicadores y los indicadores espurios.
- Finalmente, una vez que se tiene la lista general de posibles indicadores, es importante hacer una selección final con el propósito de generar el conjunto robusto de indicadores con el que se va a trabajar. Para esto habrá que seleccionar, para los distintos criterios de diagnóstico, los indicadores verdaderamente integradores, confiables, que cumplan con el objetivo de la evaluación, y que incluyan las otras propiedades expuestas en el apartado anterior.

De acuerdo con Bell y Morse (2003), la formulación de indicadores ha tomado dos formas principales: de manera externa a la comunidad en la que se piensan aplicar (también llamados indicadores ‘expertos’); y de manera interna (indicadores ‘comunitarios’). Si bien inicialmente la mayoría de las evaluaciones han sido dirigidas por agentes externos (por expertos), cada vez hay un mayor consenso en los enfoques internos (o participativos). En el MESMIS se plantea la premisa de que la participación de los agentes involucrados en el manejo de los recursos (por ejemplo, agricultores, técnicos y encargados de las políticas) debe ocurrir desde la definición de los sistemas a evaluar, pasando por la formulación, la medición y la integración de indicadores, hasta la elaboración y la puesta en marcha de propuestas o políticas alternativas.

FIGURA 4. FORMULACIÓN DE INDICADORES SOCIOAMBIENTALES A PARTIR DE ATRIBUTOS, CRITERIOS DE DIAGNÓSTICO, FORTALEZAS Y DEBILIDADES



5.1. Criterios de diagnóstico

Una vez determinado el problema bajo estudio, es decir los sistemas de manejo de referencia y alternativo con sus objetivos y características, se procede a derivar el conjunto robusto de indicadores. Sin embargo, es importante tener en cuenta que los indicadores deben responder a los atributos de sustentabilidad, para lo cual se utilizan los criterios de diagnóstico. El papel de estos criterios es muy importante, ya que describen los atributos generales de

sustentabilidad. Los criterios de diagnóstico representan un nivel de análisis más detallado que los atributos, pero más general que los indicadores. De hecho, constituyen el vínculo necesario entre los atributos, las fortalezas y las debilidades de los sistemas de manejo y los indicadores, con el fin de que estos últimos permitan evaluar de manera efectiva y coherente la sustentabilidad del sistema.

Luego de más de diez años de experiencia en la aplicación del marco de evaluación MESMIS, hemos seleccionado una lista genérica de criterios de diagnóstico (cuadro 6). Esta lista de criterios busca ser *coherente*, en el sentido de que abarca el conjunto de atributos de sustentabilidad, *representativa*, porque rescata los criterios que se han utilizado con mayor frecuencia en los estudios de caso que han aplicado el marco MESMIS, y *flexible*, ya que puede cambiar y adaptarse a las necesidades particulares de los estudios de caso en el futuro. A continuación se presenta una definición operativa general de cada uno de los criterios de diagnóstico.

CUADRO 6. CRITERIOS DE DIAGNÓSTICO MÁS UTILIZADOS
PARA CUBRIR LOS ATRIBUTOS DE SUSTENTABILIDAD EN SISTEMAS SOCIOAMBIENTALES

Atributos	Criterios de diagnóstico
Productividad Estabilidad Resiliencia Confiabilidad Adaptabilidad Equidad Autogestión	Retornos
	Eficiencia
	Diversidad
	Conservación
	Distribución de costos y beneficios
	Participación
	Capacidad de cambio e innovación
	Autosuficiencia
	Organización / control

Retornos son los beneficios en términos económicos, sociales o ambientales que se obtienen por la inversión monetaria, en infraestructura, recursos humanos o de fuerza de trabajo en actividades relacionadas con el manejo de los recursos naturales. Los retornos constituyen un incentivo muy importante para el aprovechamiento de los sistemas de manejo. Algunos términos equivalentes pueden ser intereses, dividendos, ganancias, rendimientos, compensación, recompensa.

Eficiencia indica la proporción entre un retorno y la inversión realizada para obtenerlo (monetaria, energética, tiempo, etc.). Por ejemplo, la relación entre el valor de un producto de mercado y el costo de los recursos utilizados para su producción; el cumplimiento de los objetivos con el menor consumo de recursos y con la máxima calidad posible; la relación entre la energía contenida en los productos de un sistema y la energía de entrada en éste. Los sistemas más eficientes son capaces de aprovechar mejor los recursos con los que cuentan. La eficiencia puede determinarse para actividades económicas o para procesos administrativos, culturales o ambientales de los sistemas de manejo.

Diversidad indica la riqueza de elementos que posee un sistema en un momento determinado. Por ejemplo, actividades productivas, especies cultivadas o útiles, conocimiento, grupos étnicos, creencias religiosas, etc. Los sistemas más diversos son en general más capaces de absorber impactos y mantenerse productivos a largo plazo.

Conservación indica el grado en que un sistema preserva su estructura, su función y la base de recursos que lo sostiene. Como en los criterios anteriores, la conservación se refiere tanto a los aspectos ambientales como a los aspectos económicos y sociales. Por ejemplo, la capacidad de ahorro o la conservación de conocimientos y prácticas tradicionales. La conservación no es pasiva, sino que es el resultado de prácticas, recursos y tecnologías dirigidas a este fin.

Distribución de costos y beneficios se refiere a la forma en que se asignan los costos y los beneficios en los sistemas de manejo. Las nociones de justicia ambiental y justicia social se relacionan de manera estricta con este criterio. Por ejemplo, un problema de distribución temporal es la degradación ambiental, que atenta contra los derechos de las generaciones futuras de contar con el mismo potencial de desarrollo y con los bienes y servicios con los que cuentan las generaciones presentes. Históricamente, éste ha sido uno de los principales problemas de los modelos tradiciona-

les de explotación de recursos, en los que se maximizan las ganancias y se reducen los costos para ciertos sectores, a costa de que otros reciban menores ganancias y paguen las consecuencias de los aprovechamientos. De hecho, este criterio debe trascender las propias escalas espacio-temporales del sistema de manejo que se esté evaluando.

Participación se refiere al grado en que las personas o actores sociales se involucran y colaboran en el desarrollo de un proceso o un proyecto. La participación requiere la corresponsabilidad de las personas implicadas; tanto de la capacidad de ser inclusivas como de involucrarse en los procesos. Por ejemplo, los gobiernos autoritarios excluyen a toda costa la participación de sus sociedades en la toma de decisiones, mientras que los sistemas democráticos (al menos en teoría) se basan en el principio de inclusión y la libertad de elección. Sin embargo, para una participación efectiva también se requiere que los ciudadanos tengan la responsabilidad de involucrarse en los procesos de toma de decisiones.

Capacidad de cambio e innovación indica el grado en que los sistemas se modifican continuamente para buscar nuevas estrategias de manejo, tecnológicas y organizativas para la producción, la conservación de sus recursos y la reducción de los efectos negativos provenientes del exterior. Estas modificaciones pueden ser cambios cuantitativos —como el incremento en los retornos resultado de la incorporación de una tecnología más eficiente— o cualitativos —en los que el sistema pasa a un estado completamente novedoso, por ejemplo la transformación de un sistema basado en la producción agrícola a uno basado en la producción forestal, o el paso de un régimen socialista a uno capitalista—. Los cambios cualitativos implican un cambio estructural del sistema.

Autosuficiencia se refiere al grado en que un sistema es capaz de desarrollar sus procesos y funciones sin depender de fuentes externas. Dado que los sistemas de manejo son abiertos, es imposible encontrar un sistema estrictamente autosuficiente. Sin embargo, por lo menos en términos sociales y económicos, es importante que el sistema sea capaz de autodeterminarse; es decir, que sea capaz de definir sus propios objetivos, aspiraciones, prioridades, identidad y valores, así como de proveerse de sus propios medios de subsistencia.

Organización es el grado en que los elementos o individuos de un sistema se relacionan entre sí para cumplir con una función, un objetivo o una meta. Conforme crece la organización de un sistema, se reduce la competencia y aumenta la interacción o unión entre sus partes. El resultado inmediato de este proceso es el incremento en la eficiencia del sistema para cumplir con la función, el objetivo o la meta que le competen. Por lo regular, las partes de un sistema poco organizado están poco especializadas, mientras que los sistemas altamente organizados poseen elementos altamente diferenciados y especializados. Otro resultado del incremento en la organización de un sistema es el aumento de su capacidad de control, es decir de la capacidad para resolver problemas y manejar situaciones de forma autónoma. Señas de control son: la presencia y observancia de normas y reglas; los logros obtenidos (compra de insumos, venta de productos, obtención de un decreto estatal); la disponibilidad de información, y el uso del conocimiento, las capacidades y las habilidades locales.

Es importante considerar que, para cubrir adecuadamente un criterio de diagnóstico, muchas veces no es suficiente la información arrojada por un indicador aislado, sino que se requiere un conjunto de indicadores. Asimismo, los criterios de diagnóstico pueden llegar a utilizarse como indicadores en circunstancias muy particulares; —por ejemplo, cuando se tiene información muy poco precisa sobre determinados aspectos de un sistema de manejo—. Un caso típico es el criterio de diagnóstico *organización*, que muchas veces se mide cualitativamente convirtiéndolo así en indicador (por ejemplo, al darle valores del tipo *alto, medio, bajo*).

5.2. Fortalezas y debilidades

Los atributos, traducidos en los criterios de diagnóstico, describen los principios de la sustentabilidad en los sistemas socioambientales estudiados. Sin embargo, es importante analizar los aspectos que facilitan u obstaculizan la productividad, la estabilidad, la resiliencia, la confiabilidad, la adaptabilidad, la equidad y la autogestión del sistema. Es decir, las fortalezas y las debilidades de los sistemas de manejo específicos bajo estudio.

Las fortalezas y las debilidades, relacionadas con los atributos de sustentabilidad, que se reportan comúnmente en los estudios de caso se ilustran en el cuadro 7.

CUADRO 7. FORTALEZAS Y DEBILIDADES POR CRITERIO DE DIAGNÓSTICO

Criterios de diagnóstico	Fortalezas / Debilidades (alto / bajo / insuficiente)
Retornos	Productividad Ingresos Beneficios estéticos y culturales
Eficiencia	Ganancias netas Rentabilidad de la mano de obra Costos de inversión
Diversidad	Tendencia al monocultivo o al policultivo Nivel acervo de especies nativas y adaptadas Acceso a banco local de semillas Diversidad productiva y en los mercados
Conservación	Calidad y propiedades de los suelos Calidad del agua Uso de agroquímicos Presencia de organismos benéficos o plagas
Distribución de costos y beneficios	Nivel de empleo familiar Relevo generacional Nivel de distribución de costos y beneficios Grado de migración
Participación	Nivel de participación en organizaciones locales Rotación de la mesa directiva Relevo generacional
Capacidad de cambio e innovación	Nivel de adopción y adaptación de las propuestas tecnológicas Nivel de capacitación e información
Autosuficiencia	Seguridad alimentaria Dependencia de insumos y agentes externos
Organización / control	Capacidad organizativa Nivel de gestión

Fuente: Adaptado de Astier y Hollands (2007) y López-Ridaura *et al.* (2000).

5.3 Indicadores utilizados en el marco MESMIS

En el cuadro 2 se presenta una lista de indicadores que comúnmente aparecen en las evaluaciones de sustentabilidad. Dicha lista es la versión ampliada y mejorada de Masera *et al.* (1999), ya que incluye más ejemplos (de áreas de evaluación y sistemas agrícolas, forestales y pecuarios), además de que cada indicador va acompañado de fórmula, unidad de expresión y forma de medición. Algunos de estos indicadores se han derivado en los estudios de caso en los que se ha aplicado la metodología del MESMIS en México y otros países latinoamericanos y europeos (Masera y López-Ridaura, 2000; Astier y Hollands, 2007; Brunett *et al.*, 2005; Bobo, 2002; North y Hewes, 2006). En el recuadro 2 se da una explicación sobre qué es y cómo se puede medir el “indicador biodiversidad”. El cuadro 8 ilustra un estudio de caso con su conjunto robusto de indicadores seleccionados por Bobo (2002). En este caso se evalúan dos sistemas hortícolas convencionales y ecológicos. El investigador aplica una entrevista semi-estructurada donde obtiene información para contestar las preguntas que se convertirán en indicadores tipo: “Satisfacción laboral y de residir en el medio rural”, “Poder de negociación comercial”, “Salidas posibles a una crisis” etc. Los resultados de los indicadores, se analizan y comentan por separado y se valoran comparando los sistemas, el resultado medio de los sistemas ecológicos respecto al resultado medio de los sistemas convencionales. Este estudio de sustentabilidad es un estudio de comparación relativo a dos sistemas de manejo, por lo que todas las puntuaciones hacen referencia al sistema alternativo: el ecológico, sobre el sistema de referencia: el convencional.

RECUADRO 1. BIODIVERSIDAD

En el trópico los sistemas se han autoorganizado como sistemas biodiversos. Difícilmente pueden mantener cabalmente estos procesos (y los servicios que se derivan de ellos) si pierden esta propiedad de biodiversidad. La agricultura es una transformación del ecosistema. En esta transformación se pierde biodiversidad y algunos procesos, como la resistencia y la resiliencia, en tanto que se conservan otros. Por lo mismo es importante evaluar la biodiversidad funcional de los agroecosistemas (García-Barrios, L., com. per.). A continuación se dilucida sobre las diferentes maneras de monitorear la diversidad de las especies en el contexto de los agroecosistemas.

Los indicadores de biodiversidad derivados en las investigaciones científicas se pueden utilizar como factores ambientales cuantificables. Sin embargo, al ser la biodiversidad, aun en pequeñas superficies, demasiado compleja para ser medida y cuantificada de una manera comprensiva se tienen que encontrar indicadores adecuados (Duelli y Obrist, 2003). Una reciente conferencia electrónica sobre indicadores de biodiversidad (www.gencat.es/mediamb/bioind,2000) saca a la luz diferentes puntos de vista sobre el qué y para qué medir y cuantificar. Duelli y Obrist (2003) hacen una revisión exhaustiva sobre todos los aspectos que rodean al término biodiversidad. Ilustran, por ejemplo, sus diferenciaciones (diversidad genética, diversidad de especies, diversidad ecosistémica) y los enfoques para su estudio (la diversidad de componentes, estructural y funcional). Es claro que no existe un único indicador, ya que cada uno de los aspectos de la biodiversidad requiere su propio indicador. Lo que se mide en realidad son porciones de los aspectos “objetivo” de la biodiversidad en un lugar determinado. Frecuentemente este indicador es mal empleado; se utiliza, por ejemplo, como un indicador del estado del ambiente o de contaminación; o bien la escala no es la apropiada. Existe el problema sobre si lo que hay que medir es la diversidad de especies (o alelo, o una unidad taxonómica mayor) de un área determinada, o más bien la contribución que puede hacer la biodiversidad a una escala más amplia (regional, nacional, global). En el primer caso se utiliza el concepto de “diversidad alfa” —por ejemplo, la riqueza de especies en un área determinada—. En el segundo caso, cuantificar especies raras o en vías de extinción tiene un valor de conservación mayor para la biodiversidad regional que las especies dominantes (Duelli y Obrist, 2003). La dicotomía entre “riqueza de especies” y el “valor para la conservación” refleja el debate más común entre biólogos.

Numerosos estudios recientes demuestran que la riqueza y composición de especies contribuyen a la resistencia y resiliencia del ecosistema frente a perturbaciones (García-Barrios, L., com. per.). En este caso se requiere la cuantificación de una porción que se pueda medir de la diversidad de organismos, la cual representa, de manera confiable, la riqueza total de animales y plantas (diversidad alfa). Estos indicadores “ecológicos” se pueden ver como indicadores de la funcionalidad del ecosistema y representan una noción muy básica de la biodiversidad “total” (Duelli y Obrist, 2003; Schläpfer *et al.*, 1999). En evaluaciones hechas en agroecosistemas, por ejemplo, donde se evalúa la “sustentabilidad ecológica” de viñedos, Abbona *et al.* (2007) utilizan el indicador “manejo de la diversidad vegetal” a través de sub-indicadores como la medición de la relación entre la superficie natural y la superficie cultivada y la diversidad de la vegetación espontánea utilizando los índices de Shanon o Equitabilidad. Sin embargo, en términos de poder tener un indicador (es) de la biodiversidad funcional, muchos investigadores recurren a medir indicadores que se asocian, ya sea que está documentado en la literatura o por un grupo de expertos, con “funciones benéficas” para el agroecosistema en general. Por ejemplo, la presencia de ciertas especies de artrópodos o macro-meso fauna en el suelo o simplemente la existencia de hábitats que los favorezcan (cercas vivas, zonas de arbustos y árboles; tipo de mosaicos en el paisaje). Estos bio-indicadores indican de manera indirecta la presencia potencial de especies con un papel importante en el mantenimiento de la resiliencia y estabilidad de los sistemas productivos (Paoletti, 1999; Bunning y Jiménez, 2003).

CUADRO 8. INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD EN SISTEMAS HORTÍCOLAS DE ASTURIAS

Atributo	Criterio de diagnóstico	Indicadores
Productividad, resiliencia, estabilidad, confiabilidad, equidad, autogestión, estabilidad y autonomía	Retornos	Valor actual neto (VAN) Rendimiento neto anual del trabajo
	Eficiencia uso recursos	Balance energético: energía producida / consumida
	Distribución de costos y beneficios	Satisfacción laboral y de residir en el medio rural Variación de la superficie cultivada en 10 años Empleos generados y servicios demandados Precio recibido respecto al precio al público
	Conservación de recursos productivos	Contenido materia orgánica del suelo Medidas de reducción de impactos ambientales
	Diversidad	Biodiversidad temporal y espacial Diversificación de la producción
	Capacidad de cambio e innovación	Adopción y generación de técnicas Alternativas de comercialización y producción Salidas posibles a una crisis
	Participación	Participación en asociaciones no profesionales
	Autosuficiencia de la producción	Consumo de energía externa por superficie
	Control de relaciones comerciales	Poder de negociación comercial
	Organización sectorial	Participación en organizaciones profesionales Seguros contratados Sentimiento de representación del sector

Fuente: Adaptado de Bobo (2002).

6. CONCLUSIONES

Aunque existen muchos trabajos en donde se discuten o se utilizan indicadores de sustentabilidad, no es fácil encontrar marcos que reflejen la multidimensionalidad de los sistemas de manejo de recursos naturales, y que además proporcionen elementos sobre el proceso de formulación y medición de indicadores.

De acuerdo con Altieri (2002), el proceso para la definición y la medición de indicadores debe ajustarse a una serie de principios o atributos de los sistemas sustentables. En el marco MESMIS, el conjunto de indicadores medidos y monitoreados puede considerarse como un termómetro de los atributos de sustentabilidad para un sistema socioambiental específico. El conjunto de indicadores y sus formas de medición están determinados por la escala y el objetivo de la evaluación, además de los aspectos que debilitan o fortalecen la sustentabilidad.

Vale la pena invertir suficiente tiempo para seleccionar los indicadores estratégicos, para que el conjunto sea robusto, pero también para poder decidir cómo se van a medir y comunicar los resultados. Para este propósito es fundamental conformar un equipo interdisciplinario; incluir a todos los sectores tanto en la selección como en la medición de indicadores; planear el monitoreo por más de un año (idealmente de 5 a 6 años), y reflexionar sobre los resultados de los indicadores y las interacciones entre éstos, es decir sobre los procesos en donde se crean sinergias o competencia.

Finalmente, no hay que perder de vista que el objetivo final de la evaluación no es la obtención del indicador o de su valor correspondiente, sino la respuesta que esta información genere entre los agentes sociales involucrados en el manejo de los recursos. En síntesis, lograr que los indicadores sean herramientas de cambio hacia sistemas más sustentables.

AGRADECIMIENTOS

Apreciamos mucho el apoyo que nos ofreció Yankuic Galván para la realización de algunas de las figuras presentadas en este capítulo y en la discusión sobre las definiciones de los criterios de diagnóstico. También agradecemos los valiosos comentarios de Yankuic Galván-Miyoshi, Omar Masera y Luis García-Barrios, y la revisión externa hecha por Gerardo Bocco.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbona, E., S. J. Sarandón, M. E. Marasas y M., Astier. 2007. "Ecological Sustainability Evaluation of Traditional Management in Different Vineyard Systems in Berisso, Argentina". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119 (3-4): 335-345, marzo.
- Altieri, M. A., 2002. "Agroecology: The Science of Natural Resource Management for Poor Farmers in Marginal Environments". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 1-24.
- Astier M. y Hollands, J. (eds.). 2007. *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, 2a ed., Mundiprensa / GIRA/ILEIA, México.
- Astier M, J. Etchevers y M. Maass. 2002. "La evaluación de la calidad de los suelos para alcanzar sistemas agrícolas sustentables". *Agrociencia*, 35 (5): 605-620.
- Bakkes, J. A., G. J. Van den Born, J. C. Helder, R. J. Swart, Hope C. W. y J. D. E. Parker. 1994. *An Overview of Environmental Indicators: State of the Art and Perspectives*. PNUMA/RIVM, Nairobi.
- Bell, S. y Coudert, E. 2005. *A Practitioners Guide to "Imagine". The Systemic and Prospective Sustainability Analysis*. Blue Plan Papers 3, Blue Plan, PNUMA. Valbonne, Francia. www.planbleu.org/.
- Bell, S. y Morse, S. 2003. *Measuring Sustainability. Learning from Doing*. Earthscan, Londres.
- Belcher K. W., M. M. Boehm y M. E. Fulton 2004. "Agroecosystem Sustainability: a System Simulation Model Approach". *Agricultural Systems*, 79 (2): 225-241.
- Bobo M. S. 2002. *Evaluación de la sustentabilidad de la explotación hortícola convencional y ecológica. Estudios de caso de Asturias*. Tesis de maestría. Universidad de Santiago de Compostela y Universidad de Tras-Os-Montes e Alto Douro.
- Bossel, H. (2001) "Assessing viability and sustainability: a systems-based approach for deriving comprehensive indicator sets", en *Conservation Ecology* 5: 12.
- Bockstaller, C. . Girardin, P., 2003. "How to Validate Environmental Indicators". *Agricultural Systems*, 76: 639-653.
- Bunning, S. y Jiménez J., 2003. "Indicators and Assessment of Soil Biodiversity-Soil Ecosystem Functioning for Farmers and Governments". *OECD Expert Meeting on Soil Erosion and Biodiversity*, 25-28 de marzo, Roma, [://webdominol.OECD.org/comnet/agr/soil_ero_bio.nsf/viewHtml/index/\\$FILE/BUNNING1SEP.PDF/](http://webdominol.OECD.org/comnet/agr/soil_ero_bio.nsf/viewHtml/index/$FILE/BUNNING1SEP.PDF/).
- Brunett Pérez L, González Esquivel C y García Hernández L A. 2005. "Evaluación de la sustentabilidad de dos agroecosistemas campesinos de producción de maíz y leche, utilizando indicadores". *Livestock Research for Rural Development*, vol. 17, art. 78. <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd17/7/pere17078.htm/> (consulta 7 octubre 2005).
- CIFOR (Center for International Forestry Research). 1999. *The Criteria and Indicators Toolbox Series*. CIFOR, Yakarta.
- De Camino, V. R. y S. Muller. 1993. *Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales. Bases para establecer indicadores*. Serie Documentos de Programas, núm. 38. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura / GTZ, San José, Costa Rica.
- de Graaf, M. C. C., B. Roland, P. J. M. Verbeek y J. G. M. Roelofs. 1997. "Aluminium Toxicity and Tolerance in Three Heatlands Species". *Water, Air, & Soil Pollution*, 98 (3-4): 229-239.
- Duelli, P., Obrist, M. K. 2003. "Biodiversity Indicators: The Choice of Values and Measures". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98, 87-98.
- Dumanski, J. 1994. "Sustainable Land Management for the 21 Century". *International Workshop on Sustainable Land Management for the 21 Century*. University of Lethbridge/ Agricultural Institute of Canada, Canadá.
- Etchevers B., J. D., 1999. "Indicadores de la calidad del suelo". Págs. 451-472, en: C. Siebe, H. Rodarte, G. Toledo, J. Etchevers, K. Oleschko (eds.). *Conservación y restauración de suelos*. Universidad Nacional Autónoma de México- Programa Universitario del Medio Ambiente.

- Flores, C. C., Sarandón, S. J., 2004. "Limitations of Neoclassical Economics for Evaluating Sustainability of Agricultural Systems. A Comparison of Organic and Conventional Horticultural Systems". *Journal of Sustainable Agriculture*, 24 (2), 77-91.
- Gallopín, G. C., 1996. "Environmental and Sustainability Indicators and the Concept of Situational Indicators. A System Approach". *Environmental Modeling and Assessment*, 1: 101-117.
- Gallopín, G. C. 1997. "Indicators and Their Use: Information for Decision-making". Part One-Introduction. Págs. 13-27, en Moldan, B. y S. Bilharz (eds.). *Sustainability Indicators. A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*. SCOPE 58. Wiley, Chichester.
- García, S. M. y D. J. Staples. 2000. "Sustainability Indicators in Marine Capture Species: Introduction to the Special Issue". *Marine and Freshwater Research*, 51, 381-384.
- Geilfus, F. 1997. *80 herramientas para el desarrollo participativo: diagnóstico, planificación, monitoreo, evaluación*. PROCHALATE/IICA, San Salvador. http://www.prgaprogram.org/modules.php?op=modload&name=Web_Links&file=index&req=viewlink&cid=145/.
- Giampietro, M., 1997. "Socioeconomic Pressure, Demographic Pressure, Environmental Loading and Technological Changes in Agriculture". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 65, 201-229.
- Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social-ILPES, Dirección de Proyectos y Programación de Inversiones-DPPI. 2001. *El uso de indicadores socioeconómicos en la formulación y evaluación de proyectos sociales. Aplicación Metodológica*. Manuales. Serie 15. Santiago de Chile.
- López-Ridaura, S., H. van Keulen, M. K. van Ittersum, y P. A. Leffellar, 2005. "Multiscale Methodological Framework to Derive Indicators for Sustainability Evaluation of Peasant Natural Resource Management Systems". *Environment, Development and Sustainability*, 7: 51-69.
- Lovell, C., A. Mandondo, y P. Moriarty. 2002. "The Question of Scale in Integrated Natural Resource Management". *Conservation Ecology*, 5(2): 25.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.
- Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- North K. y Hewes D. 2006. "Toward Sustainability: Monitoring Farm Progress". *LEISA Magazine*, marzo: 44-46.
- Ortiz-Ávila, T., R. A. Quiroz, y T. Camou (en preparación). *Manual para el técnico comunitario en evaluación de sustentabilidad de agroecosistemas campesinos*. México.
- Paoletti M. G. 1999. "Using Bioindicators Based on Biodiversity to Assess Landscape Sustainability". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 1-18.
- Peterson, G. D., T. D. Beard Jr., B. E. Beisner, E. M. Bennett, S. R. Carpenter, G. S. Cumming, C. L. Dent, y T. D. Havlicek. 2003. "Assessing Future Ecosystem Services: A Case Study of the Northern Highlands Lake District, Wisconsin". *Conservation Ecology*, 7(3): 1.
- Quiroga, R. M., 2001. *Indicadores de sostenibilidad ambiental y desarrollo sostenible: estado del arte y perspectivas*. Serie Manuales CEPAL, Naciones Unidas. (Manual producido por el proyecto Evaluación de la Sostenibilidad en América Latina y el Caribe, PESALC).
- Sarandón, 2002, *Agroecología: el camino hacia una agricultura sustentable*. Ediciones Científicas Americanas, La Plata, Argentina.
- Schläpfer, F., Schmid B., Seidl I. 1999. "Expert Estimates About Effects of Biodiversity on Ecosystem Processes and Services". *Oikos*, 84: 346-352.
- Speelman, E. N., S. López-Ridaura, C. N. Aliana, M. Astier, y O. Masera. 2007. "Ten years of Sustainability Evaluation using the MESMIS Framework: Lessons Learned from its Application in 28 Latin American Case Studies". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14: 345-361.
- van Cauwenbergh, N., Biala, K., Bielders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., García Ciudad, V., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B, Wauters, E., Peeters, A. 2006. "SAFE. A Hierarchical Framework for Assessing the Sustainability of Agricultural Systems". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2-4): 229-242.

- von Wirén-Lehr, S. 2001. "Sustainability in Agriculture: an Evaluation of Principal Goal Oriented Concepts to Close the Gap Between Theory and Practice". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84: 115-129.
- World Commission on Environment and Development (WCED). 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Nueva York.
- World Resource Institute (WRI), y Grupo de Estudios Ambientales (GEA). 1993. *El proceso de evaluación rural participativa: una propuesta metodológica*. World Resource Institute / Grupo de Estudios Ambientales, México.

6 Integración de indicadores en la evaluación de sustentabilidad: de los índices agregados a la representación multicriterio

Yankuic Galván-Miyoshi¹

1. INTRODUCCIÓN

La obtención de indicadores reclama gran parte de la atención en las evaluaciones de sustentabilidad. Éstos son un elemento central en el proceso de evaluación, pero sin un manejo adecuado de la información que contienen, pueden resultar poco útiles e incluso contraproducentes como herramienta de comunicación en la toma de decisiones participativas. No obstante, las propuestas metodológicas para evaluar la sustentabilidad de sistemas de manejo de recursos naturales (SMRN) abordan pobremente la integración de los indicadores una vez que se obtienen y su incorporación en los procesos de toma de decisiones.

La planeación para el manejo sustentable de recursos naturales comúnmente involucra una amplia participación de productores, técnicos, investigadores, funcionarios y otros sectores de la sociedad que, de manera conjunta, evalúan y toman decisiones sobre qué estrategias de manejo implementar, considerando simultáneamente diversos indicadores y criterios de decisión. Estos procesos pueden resultar extremadamente complejos. El diálogo y la negociación efectiva entre diferentes sectores sociales requieren un esfuerzo serio para sintetizar y comunicar la información importante de una manera clara, ágil y transparente.

En los últimos años, como una alternativa a los análisis monetarios, se han desarrollado diversas propuestas metodológicas para la integración de indicadores de sustentabilidad de SMRN. En particular, los análisis multicriterio constituyen un marco teórico y metodológico interesante para el desarrollo de técnicas para abordar problemas multidimensionales. En la literatura, comúnmente se hace referencia a éstos como un conjunto de métodos de priorización; sin embargo, se trata de un conjunto muy diverso que incluye también técnicas para clasificar, seleccionar o representar diferentes objetos de evaluación. De hecho, podemos distinguir dos grandes grupos de esfuerzos aplicados en la evaluación de sustentabilidad: aquéllos orientados a la generación de índices agregados, que buscan sintetizar la información del conjunto de indicadores en un sólo valor numérico, y otros donde se prefiere un enfoque no agregativo en la integración de indicadores, por ejemplo a través de gráficas radiales o “amibas”² (Giampietro, 2004; Gomiero y Giampietro, 2005; Maser *et al.*, 1999).

¹ El autor agradece los comentarios de Paloma Carton de Grammont, Quetzalcoatl Orozco y la cuidadosa revisión y sugerencias de Santiago Sarrandon.

² Adaptación del término AMOEBA propuesto originalmente por Ten Brink *et al.* (1991)

En este capítulo se discuten ambas aproximaciones metodológicas y su aplicación en la evaluación y diseño de SMRN en el contexto campesino de países del tercer mundo, a partir de dos premisas principales. La primera es que en situaciones de este tipo se requieren métodos de integración de indicadores que sean flexibles, fáciles de implementar y eficientes para comunicar los resultados de la evaluación. La segunda es que esta etapa de la evaluación debe concebirse en un sentido más amplio que la simple obtención de una medida agregada; en cambio, la integración debe entenderse como un proceso en el cual se organizan, se representan y se relacionan conjuntamente diferentes descripciones sobre los sistemas de manejo, y su finalidad es informar, de la mejor manera, sobre los procesos de planeación y toma de decisiones en espacios de participación social.

En la siguiente sección, se examinan los retos para evaluar la sustentabilidad concebida como un concepto multidimensional. En la sección 3, se hace una reflexión sobre la forma en que se ha tratado de abordar este problema a partir de enfoques agregados y sus principales deficiencias. Posteriormente, en las secciones 4 y 5, se plantea la necesidad de adoptar un enfoque cualitativamente diferente en la forma de valorar los SMRN y se dan algunos ejemplos utilizando mapas multicriterio como una alternativa a los índices agregados. La sección 6 ofrece una guía rápida para la construcción de mapas multicriterio a partir de indicadores de sustentabilidad, con un énfasis especial en la determinación de índices de desempeño. El capítulo concluye planteando las perspectivas a futuro en la integración de indicadores de sustentabilidad desde un enfoque desagregado.

2. CARACTERÍSTICAS DEL CONCEPTO DE SUSTENTABILIDAD Y RETOS PARA SU MEDICIÓN

Hacer operativo el concepto de sustentabilidad implica incorporarlo como eje normativo en la toma de decisiones para el manejo de recursos naturales. Para lograr este objetivo, los métodos de evaluación deben ayudar a identificar e implementar alternativas tecnológicas y de manejo dirigidas al mejoramiento de los SMRN. Los atributos generales de sustentabilidad nos permiten identificar áreas de atención importantes, y luego medir estas propiedades y darles seguimiento en el tiempo mediante los indicadores. Pero, ¿cómo usamos los indicadores para obtener una medida del desempeño³ de los SMRN en términos de su sustentabilidad?, y sobre todo, ¿cuál es su utilidad para priorizar acciones encaminadas al mejoramiento de los sistemas en las diferentes dimensiones de interés (p. ej., productividad, estabilidad, equidad, entre otras)?

Un aspecto fundamental es la naturaleza multidimensional del concepto de sustentabilidad, que deriva del hecho de que existen múltiples atributos de los SMRN que valoramos y sobre los que generamos diferentes expectativas que influyen en nuestras decisiones. Un sistema de manejo forestal, por ejemplo, podemos valorarlo a partir de funciones como la provisión de bienes para la construcción, combustibles, medicinas y alimentos; de la prestación de servicios de captación de agua, captura de carbono, retención de suelos, hábitat de especies de flora y fauna; o bien, como espacio para el esparcimiento y/o para el desarrollo espiritual. Si ponemos atención en aspectos de tipo social podríamos considerar también elementos culturales, demográficos y económicos.

Entonces, ¿qué propiedad(es)-cualidad(es) consideramos importantes para valorar su desempeño? El error que han cometido las estrategias convencionales para el manejo de recursos naturales es que, basadas en una sola perspectiva de valor —generalmente de tipo monetario—, han privilegiado sólo algunos de los atributos de los SMRN a costa de la pérdida de otras propiedades y de su sustentabilidad en el largo plazo. Por esta razón, en la evaluación de las diferentes estrategias de manejo sustentable, necesitamos incorporar perspectivas de análisis que atiendan las múltiples propiedades y cualidades que poseen los SMRN.

De hecho, cuando se consideran simultáneamente diferentes puntos de vista, es muy difícil encontrar opciones que sean buenas o malas en todos los aspectos. Al implementar una estrategia de manejo, encontramos que ésta puede tener diferentes tipos de consecuencias para la sustentabilidad de los SMRN (Clayton y Radcliffe, 1996). Identificar e incorporar estas contraprestaciones (*trade-offs*, en inglés) de las diferentes alternativas de manejo en la toma de decisiones es uno de los aspectos más importantes en las evaluaciones de sustentabilidad.

En los esfuerzos de evaluación convencionales, el problema de la multidimensionalidad se ha reducido a un problema de inconmensurabilidad; es decir, a la dificultad de agregar indicadores de naturaleza distinta que no son

³ Con 'desempeño' nos referimos al grado en que un SMRN cumple con un objetivo y/o atributo de sustentabilidad determinado.

equivalentes entre sí. Éste sigue siendo uno de los problemas fundamentales en la economía, y es central para los esfuerzos que tratan de contabilizar aspectos ambientales dentro de los análisis económicos (Patterson, 1998). De hecho, los primeros esfuerzos para integrar las diferentes dimensiones de la sustentabilidad utilizaron análisis monetarios, en particular análisis de beneficio-costos (ver, por ejemplo, Harrington *et al.*, 1994). Estas propuestas, sin embargo, han mostrado serias limitaciones para su aplicación como criterio único en la evaluación de SMRN, en particular en contextos campesinos de países del tercer mundo (para una crítica a estos enfoques ver Foster, 1997, y Martínez-Alier, *et al.* 1998).

En años recientes, los índices de sustentabilidad han ganado popularidad como alternativa a los análisis monetarios dentro de la literatura sobre evaluaciones de sustentabilidad. Estos índices son medidas de desempeño que se obtienen a partir de la agregación de dos o más indicadores, con la ventaja de que no es necesario tenerlos en unidades de medida equivalentes (p. ej., unidades monetarias o energéticas), aunque generalmente es necesario aplicar un procedimiento de estandarización.

Su desarrollo constituye en la actualidad un área de investigación importante, y son utilizados en la comparación de sistemas de producción, prácticas de manejo, proyectos, tecnologías, y unidades administrativas, entre otros (Andreoli y Tellarini, 2000; Chandre y Jayaramaiah, 1998; Esty *et al.*, 2005; Liebig *et al.*, 2001; Pillarisetti, 2005; Sutton, 2003; Taylor *et al.*, 1993; Wackernagel y Yount, 1998). Algunas técnicas para la construcción de índices de sustentabilidad incluyen los análisis de componentes principales, las regresiones múltiples y los métodos multicriterio⁴. El lector interesado puede consultar los trabajos de Saisana y Tarantola (2002), Freudenberg (2003) y Munda (2005) para explorar con más detalle este tipo de aproximaciones metodológicas. Puesto que su aplicación es más generalizada, en éste trabajo sólo haremos referencia a los métodos multicriterio.

Al igual que en los análisis monetarios, el problema en la agregación multicriterio radica en la incomensurabilidad de las variables. Hacer conmensurables un conjunto de indicadores que no lo son —como veremos a continuación— tiene implicaciones prácticas y metodológicas importantes.

3. PROBLEMAS DE LOS ÍNDICES AGREGADOS EN LA EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD DE SMRN

Independientemente del método utilizado, los índices agregados no están libres de problemas cuando se aplican a las evaluaciones de sustentabilidad. Quizá el más importante de ellos es que difícilmente se pueden generar consensos y credibilidad a partir de una medida agregada (Parris y Kates, 2003). La construcción de un índice requiere decisiones arbitrarias en la elección de las variables, los parámetros y los métodos de agregación necesarios para medir el desempeño de un sistema. De acuerdo con Morse y Fraser (2005), el resultado de un índice agregado siempre dependerá de:

- Qué datos incluir y qué fuentes utilizar.
- Cómo son transformados los datos a la escala de interés.
- La manipulación de los datos para el cálculo del índice.
- El método de agregación y los pesos asignados a los indicadores.

Dicho de otro modo, los índices de sustentabilidad siempre reflejarán una visión particular y parcial que depende de quién realiza la evaluación, y no es posible librarse de la subjetividad en los análisis. Bajo estas condiciones resulta muy difícil justificar decisiones, sin importar la experiencia de los “expertos” involucrados en la evaluación.

Como ejemplo de lo anterior, la figura 1a muestra dos aproximaciones a la medición a escala mundial de la sustentabilidad ambiental de las naciones, con base en la comparación de los resultados de dos índices de sustentabilidad. La figura 1a corresponde al índice de sustentabilidad ambiental 2005 (ESI) producto del Foro Económico Mundial (Esty *et al.*, 2005). Este índice utiliza 21 indicadores agregados en cinco categorías: sistemas ambientales

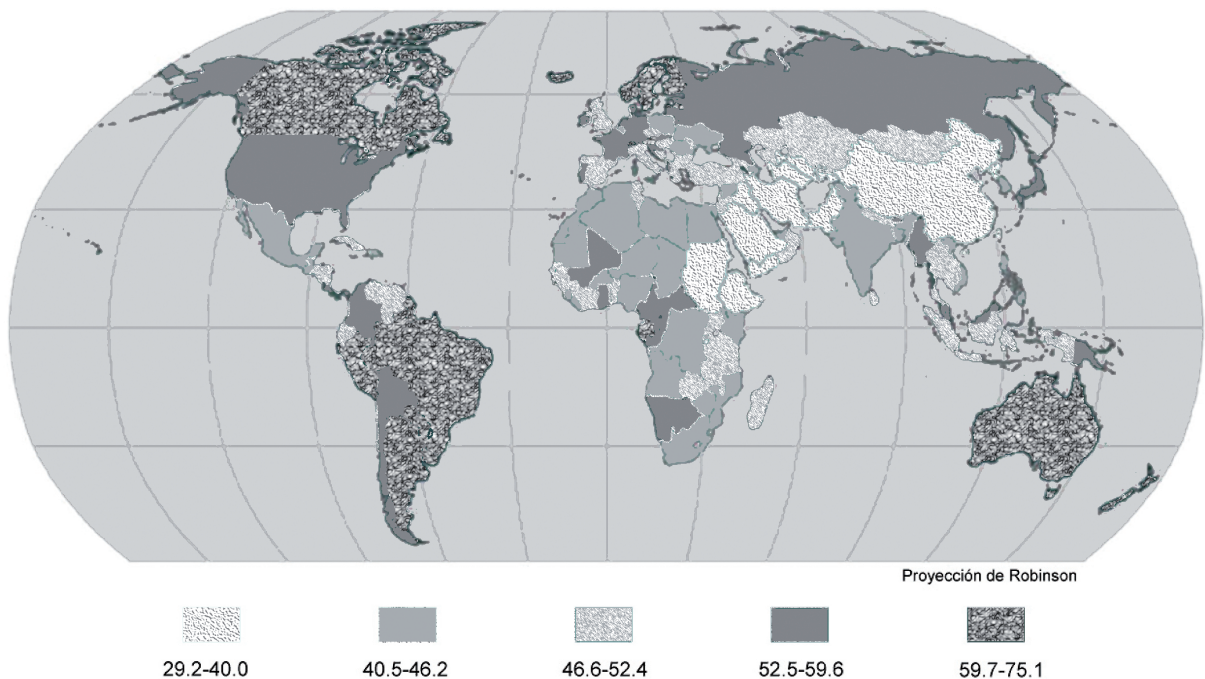
⁴ Los análisis multicriterio provienen de un amplio linaje de técnicas desarrolladas dentro del área de la toma de decisiones (ver por ejemplo Belton y Stewart, 2003; Roy, 1996; Triantaphyllou, 2000; Vincke, 1992). Su aplicación en estos contextos tiene un significado completamente distinto, y no debe confundirse con el enfoque que se utiliza en las evaluaciones de sustentabilidad.

(p. ej., calidad del aire, biodiversidad, calidad del agua), reducción de estrés ambiental, reducción de la vulnerabilidad humana al estrés ambiental, capacidad de respuesta social e institucional a los retos ambientales, y cooperación internacional en asuntos ambientales. La figura 1b muestra el índice de sustentabilidad ambiental desarrollado por Sutton (2003). En este caso se define la sustentabilidad ambiental como el cociente del valor de los servicios ecosistémicos de cada país entre la cantidad de luz eléctrica emitida por éstos. Esta medida se basa en la misma lógica que la huella ecológica propuesta por Wackernagel y Rees (Wackernagel y Rees, 1996; Wackernagel y Yount, 1998).

De esta manera, de acuerdo con el índice de Easty y colaboradores, los países que protegen mejor su ambiente (generalmente países ricos) son los más sustentables; en cambio, para el índice de Sutton, los países más sustentables son aquéllos con menor déficit ambiental en relación a sus niveles de consumo, y éstos no son los países ricos pues tienen niveles de consumo que sobrepasan la capacidad de carga de sus ecosistemas, aunque mantienen una calidad ambiental elevada en comparación con los países pobres. Esto se debe a que importan grandes cantidades de materias primas y por lo tanto su huella ecológica va más allá de sus fronteras. ¿Con qué visión se siente más identificado el lector?

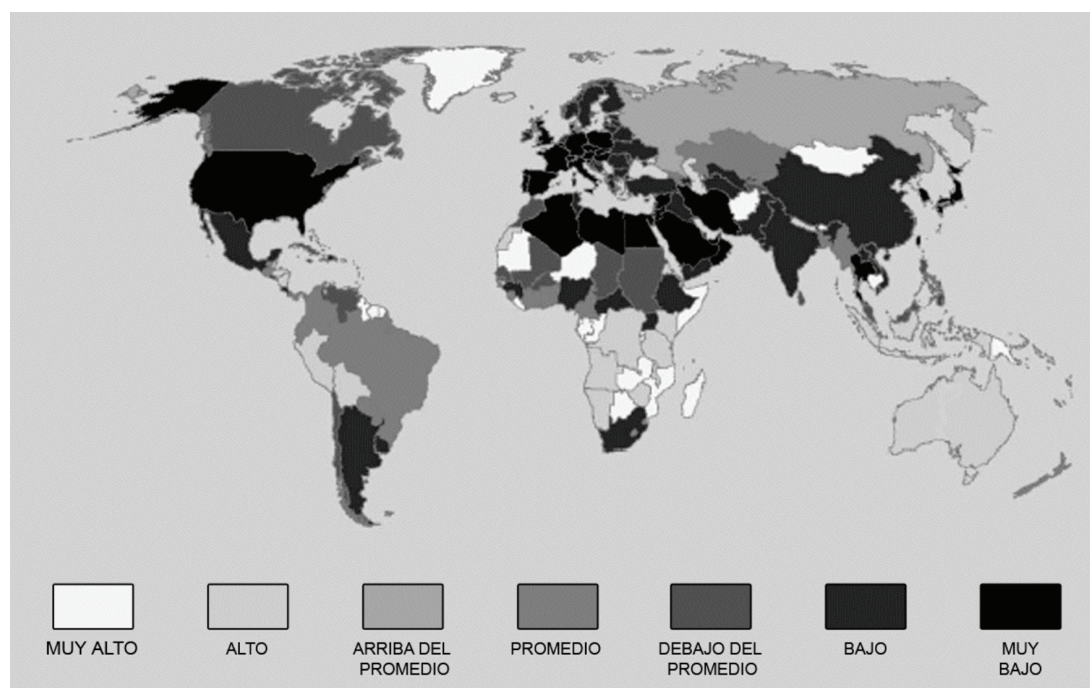
Independientemente de la perspectiva que el lector considere correcta, lo que queremos hacer notar de la observación de estos dos índices es que *reflejan dos concepciones muy diferentes sobre el significado de la sustentabilidad, y cada una induce una determinada forma de evaluarla*. En efecto, cualquier intento por describir nuestra realidad presenta este mismo inconveniente, que Functowicz y Ravetz (1990, en Rotmans y van Asselt, 2001) han llamado *incertidumbre epistemológica*. Ésta se refiere concretamente a la forma en que se conceptualiza un problema determinado, y depende de una visión particular de lo que se considera el paradigma a seguir. La cuestión radica en si la descripción, la teoría o el modelo utilizado reflejan adecuadamente la complejidad de la realidad que estamos estudiando.

FIGURA 1a. SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL DE LAS NACIONES DE ACUERDO CON DOS ÍNDICES AGREGADOS



Fuente: Modificado de Easty *et al.* 2005.

FIGURA 1b. SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL DE LAS NACIONES DE ACUERDO CON DOS ÍNDICES AGREGADOS (CONTINUACIÓN)



Fuente: Modificado de Sutton (2003)

Este tipo de incertidumbre no puede eliminarse con la sola adquisición de más conocimiento o con mayor precisión en los análisis, ya que surge de la existencia de lo que Giampietro (2004) llama *dominios no equivalentes*. Es decir, en la evaluación de un problema complejo podemos encontrar múltiples descripciones legítimas pero contrastantes, no reducibles entre sí (ninguna descripción es más válida que la otra). Esta es la razón por la que el concepto de sustentabilidad ha evolucionado de la idea más simple de capacidad de carga o máxima cosecha sostenida (entre otras acepciones) al metaconcepto que manejamos hoy en día. Entonces, si reconocemos su carácter multidimensional, ¿por qué reducir su evaluación a un solo índice?; pensemos, por ejemplo, en las dificultades que se presentan al considerar únicamente indicadores altamente agregados como el PIB⁵.

Por el contrario, el carácter multidimensional de la sustentabilidad nos obliga a tomar un punto de vista diferente, en donde nos interesa precisamente el contraste entre diferentes aproximaciones al mismo problema y la interdependencia entre ellas. Los índices mostrados representan dos formas de valorar una cualidad de los países. La comparación de las dos aproximaciones nos da una visión más completa de la problemática que cuando consideramos una sola perspectiva. Si desagregamos al ESI, se harán visibles más detalles que en un momento dado podrían ser más importantes para la toma de decisiones que el valor agregado. En efecto, se invierten mucho tiempo y recursos para la obtención de los indicadores y luego, cuando éstos se agregan, quedan ocultos los elementos más importantes del proceso. Por supuesto, un resultado sencillo es más atractivo; sin embargo, en aras de la síntesis se sacrifica gran parte de la calidad de la evaluación.

Cabe preguntarse también, cuál es el valor práctico de una medida agregada. Los índices de sustentabilidad nos pueden decir qué sistema de manejo se prefiere más de acuerdo con un esquema de priorización determinado, pero difícilmente nos dan información sobre los mecanismos que lo hacen sustentable. Para entender cómo permanecen cambiando los sistemas de manejo en el tiempo, necesitamos entender su dinámica y los aspectos cualitativos de los indicadores estratégicos: cómo se relacionan entre sí, cuáles son los niveles críticos (umbrales) que no debemos sobrepasar, hasta qué punto podemos sacrificar una dimensión sin provocar el colapso de los sistemas de manejo.

⁵ El capítulo 10 ofrece una interesante discusión teórico-filosófica del problema que surge cuando intentamos agregar los objetivos y preferencias de una sociedad en una sola función de bienestar.

4. MAPAS MULTICRITERIO: HACIA UN ANÁLISIS DESAGREGADO DE LA SUSTENTABILIDAD

La idea principal en estos análisis es mantener la información tan desagregada como sea posible, con la intención de facilitar la interpretación y la comprensión del problema. Para ello, debemos reconocer que existen múltiples dimensiones de análisis bajo las cuales juzgamos el desempeño de los sistemas de manejo, y que éstas son igualmente importantes para entender su sustentabilidad. Otro aspecto es que es muy difícil encontrar opciones que maximicen todos los indicadores de sustentabilidad al mismo tiempo (Clayton y Radcliffe, 1996). Cuando implementamos una estrategia de manejo, encontramos que ésta puede traer beneficios importantes, pero también algunas consecuencias no deseadas. Por ejemplo, los sistemas agrícolas diversificados pueden tener muchos beneficios en cuanto a conservación de recursos y seguridad alimentaria, pero también son más demandantes de mano de obra; esta característica puede ser un aspecto crítico para la adopción de dicha alternativa. Asimismo, los indicadores pueden tener umbrales arriba o debajo de los cuales hay un cambio cualitativo en el comportamiento del sistema. Por ejemplo, la cantidad mínima de mano de obra requerida para la implementación de una estrategia de manejo puede determinar que el agricultor la acepte o la rechace. En este sentido, la selección de indicadores ya no puede depender solamente de la visión del “experto”, sino que debe reflejar también las perspectivas y los objetivos de los actores sociales.

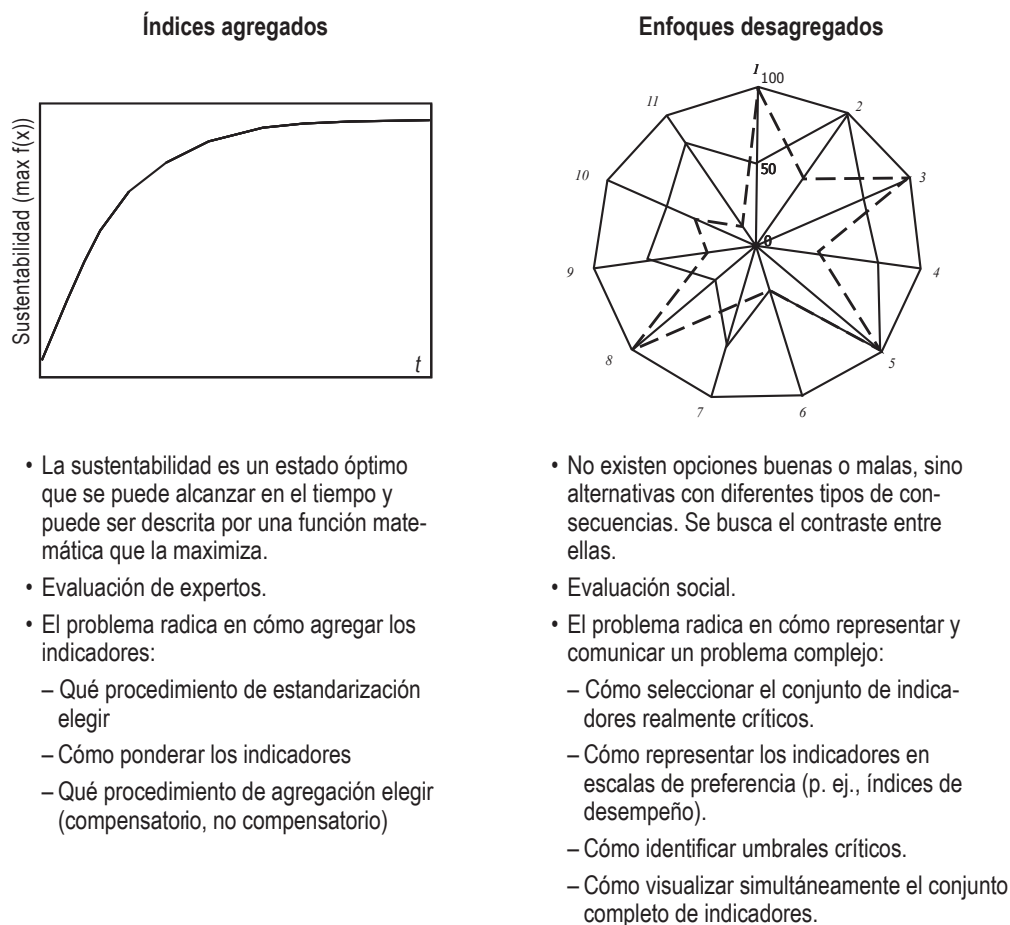
La integración de resultados mediante mapas multicriterio no requiere la ponderación de los indicadores, no obstante requiere decidir qué indicadores se deben incorporar en la gráfica. Las herramientas como el marco MESMIS (Masera *et al.*, 1999) nos ayudan a priorizar los aspectos más importantes para evaluar un sistema de manejo y centrar el análisis en un conjunto relativamente pequeño de indicadores. Esto es importante, ya que el uso de demasiados indicadores puede representar un problema a la hora de interpretar los resultados.

Debemos hacer un esfuerzo serio para seleccionar indicadores que condensen mucha información, pero que sean fáciles de interpretar. Cómo identificar este tipo de indicadores sigue siendo un problema. Una alternativa es analizar de manera cualitativa las relaciones que existen entre un conjunto dado de indicadores y seleccionar aquellos que estén más relacionados y que tengan una función crítica en la red de relaciones del sistema de interés.

Otro aspecto importante en este tipo de técnicas es la transformación de los indicadores en índices de desempeño, en donde pasamos de escalas de medida en unidades físicas (o de otra índole) a una escala que represente nuestras preferencias (ver sección 6.2). Lo importante en este punto es que podamos reconocer qué valores, en un indicador dado, representan para nosotros un valor deseado o no deseado, qué valores nos son indiferentes y qué valores son críticos para la sustentabilidad del sistema de manejo de interés. Así, pasamos de un conjunto de medidas “objetivas” a un conjunto de interpretaciones subjetivas sobre el estado del sistema. En la figura 2 se resumen y contrastan las características más importantes desde un enfoque agregativo y un enfoque desagregado a la integración de indicadores.

Los mapas multicriterio han ganado popularidad en los últimos años como herramienta para la integración de indicadores dentro de la literatura sobre evaluaciones de sustentabilidad (Bossel, 2001; Clayton y Radcliffe, 1996; Giampietro, 2004; Masera *et al.*, 1999). Su principal ventaja es que facilitan la comparación de los sistemas de manejo y la identificación de aspectos que sería difícil distinguir a partir de índices agregados o tablas de datos (Gomiero y Giampietro, 2005). En la literatura existe una gama muy diversa de opciones, que incluyen mapas cualitativos, cuantitativos y mixtos. Para una revisión y análisis crítico de las diferentes propuestas que han surgido en la literatura ver Gomiero (2004) y Gomiero y Giampietro (2005). A continuación presentamos algunos ejemplos de la aplicación de este tipo de herramientas en la evaluación de sustentabilidad de SMRN. Posteriormente describimos los elementos básicos necesarios para la construcción de un mapa multicriterio.

FIGURA 2. DOS ENFOQUES TEÓRICOS Y METODOLÓGICOS PARA LA INTEGRACIÓN DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDAD

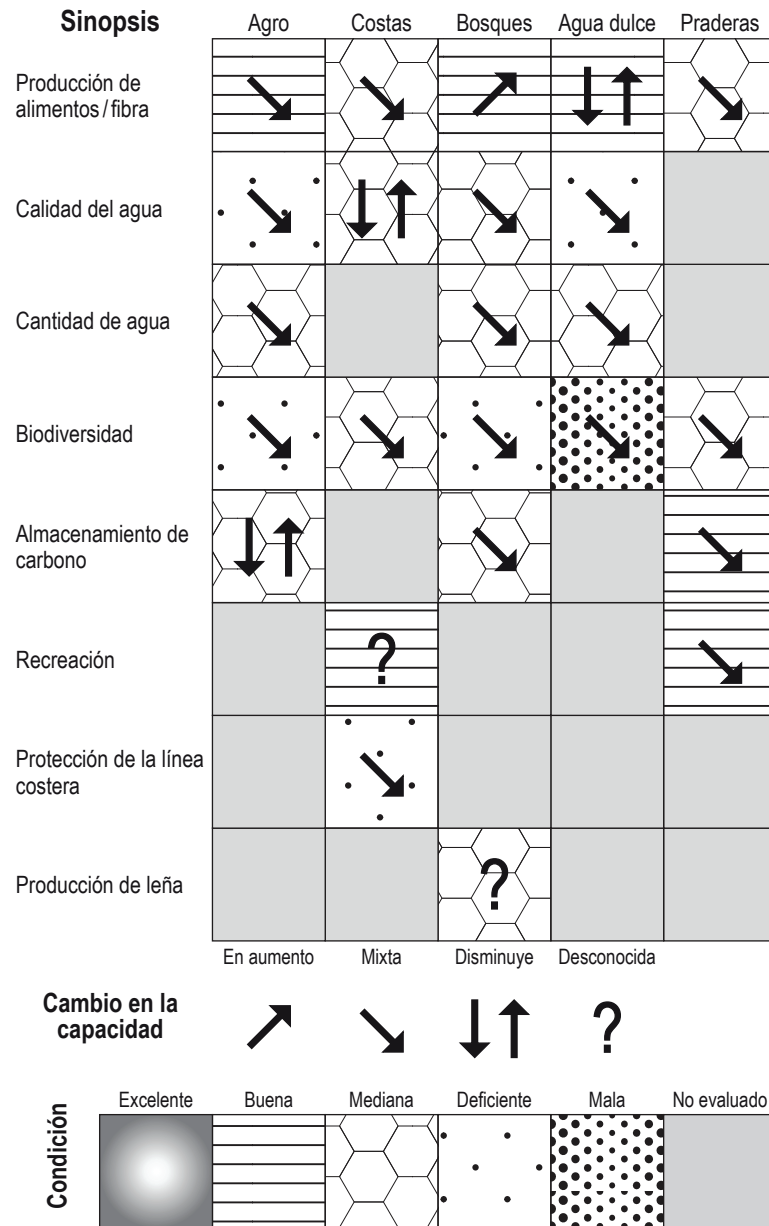


5. ALGUNOS EJEMPLOS ILUSTRATIVOS DE LA APLICACIÓN DE MAPAS MULTICRITERIO EN LA EVALUACIÓN DE SMRN

Evaluación de los recursos naturales a nivel mundial

El Instituto de Recursos Mundiales (WRI, por sus siglas en inglés), en la evaluación del estado de los recursos naturales a nivel mundial para 2001 (WRI, 2001), nos ofrece un buen ejemplo de cómo se pueden sintetizar y comunicar de manera sencilla, pero eficiente, los resultados de un análisis complejo. En la síntesis del WRI, que se presenta en la figura 3, podemos observar ocho tipos de recursos evaluados en cinco ecosistemas (agroecosistemas, ecosistemas costeros, bosques, ecosistemas dulceacuícolas y praderas). Una escala cualitativa —en este caso compuesta por cinco categorías— nos permite visualizar fácilmente el estado de cada recurso en cada uno de los ecosistemas. Además, se indican los huecos de información en la evaluación (información no evaluada o desconocida) y las tendencias generales para los recursos naturales. Así, un mapa cualitativo puede condensar no sólo los datos de cada indicador, sino buena parte de la información que puede ser relevante en la comprensión de un problema.

FIGURA 3. REPRESENTACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LOS RECURSOS MUNDIALES 2000-2001



Fuente: WRI 2001

Evaluación de sustentabilidad de una granja lechera

En este ejemplo de un análisis retrospectivo, North y Hewes (2006) nos presentan la evaluación de sustentabilidad a lo largo de diez años de una granja lechera ubicada en Northland, Nueva York, dedicada a la producción de queso, carne y pieles de cordero. Los autores y también manejadores del sistema de producción llevan un monitoreo constante de la granja desde sus creación en 1985.

La figura 4 nos muestra la evolución del sistema de producción de 1992 a 2002 en ocho indicadores de sustentabilidad representados en una gráfica radial o amiba (ver también cuadro 1). Podemos observar que la eficiencia del trabajo, la salud de los animales y la calidad de vida del trabajador mejoraron con respecto al primer ciclo de evaluación. Sin embargo, también se observa una disminución en el desempeño del sistema en indicadores de productividad y de autosuficiencia.

Una intervención mayor fue una de las causas principales que afectó el desempeño de los indicadores. Después del segundo ciclo de evaluación, los productores rentaron más tierras e incrementaron casi al doble la superficie ori-

ginal de la granja. Esto causó que incrementaran temporalmente los costos de producción y la demanda de algunos insumos. Por otro lado, la salud de los animales mejoró por el hecho de contar con nuevos espacios libres de parásitos, pero también por la forma en que fue evaluado; el indicador de eficiencia del trabajador aumentó proporcionalmente con la superficie laborable. Estos cambios, sin embargo, son un estado transitorio mientras la granja explota nuevamente todo su potencial de producción y las nuevas inversiones surten efecto. Asimismo, las nuevas condiciones del sistema también requerirán replantear los indicadores y los métodos para evaluarlos.

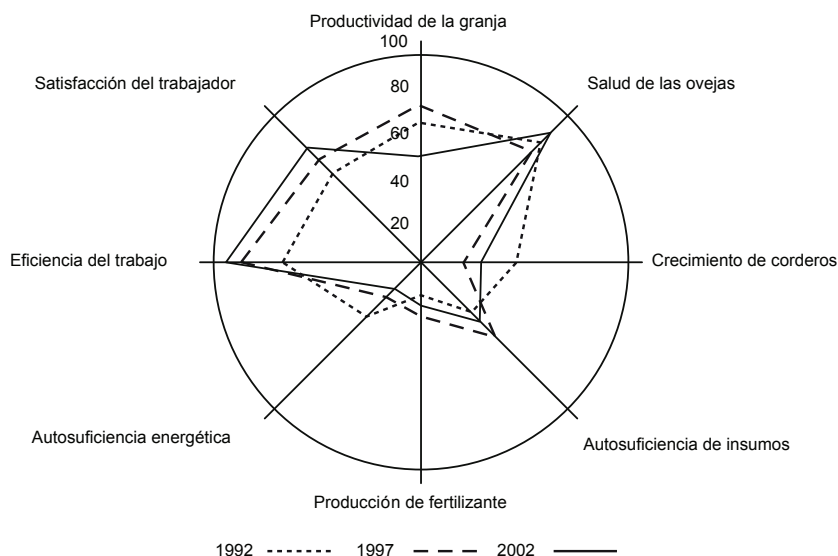
El uso de mapas multicriterio en este ejercicio, en particular la gráfica radial, ha facilitado a los productores el análisis integrado del sistema, la identificación y el estudio de las relaciones de interdependencia entre los indicadores, y la consideración de otros aspectos importantes para las evaluaciones futuras. Con ello, estos métodos han ayudado considerablemente en la planeación y en la reflexión sobre los cambios que se requieren para mejorar la sustentabilidad de la granja lechera de Northland.

En este ejemplo, el desempeño del sistema en cada indicador se calculó a partir de un intervalo de referencia, en donde los indicadores se expresan como una proporción (en porcentaje) de la distancia entre un valor mínimo (lo menos sustentable) y un valor máximo (el valor óptimo para el indicador) (ver sección 6.2).

CUADRO 1. MATRIZ DE RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LA GRANJA LECHERA DE NORTHLAND, NY

Indicador	Unidades	Intervalo de referencia	1992	1997	2002
Productividad de la granja	Libras de queso / acre	0-50	62	70	48
Salud de las ovejas	% de ovejas sin problemas de salud	0-100	79	78	94
Crecimiento de corderos	% de corderos que alcanzan el peso de mercado (70 lb)	0-100	40	19	23
Autosuficiencia de insumos	Ingreso neto como % del ingreso total	0-100	28	42	36
Producción de fertilizante	Cargas de composta / acre	0-15	16	20	17
Autosuficiencia energética	Tracción animal por hora como % del gasto \$ energético	0-50	26	14	10
Eficiencia del trabajo	Horas / día / acre de tierra bajo manejo	0.48-0.12	63	83	98
Satisfacción del trabajador	% de valores de calidad de vida satisfechos	0-100	60	65	70

FIGURA 4. AMIBA DE LA EVALUACIÓN DE LA GRANJA LECHERA DE NORTHLAND, NY



Evaluación de tecnologías para la cocción de alimentos en el sector rural

En este estudio longitudinal se evaluaron tres tipos de tecnologías para la cocción de alimentos en el sector rural (Galván-Miyoshi, 2004): el fogón tradicional de tres piedras (FT), utilizado en los pueblos y comunidades de la Región Purépecha del estado de Michoacán, México; una estufa de leña mejorada (Patsari), desarrollada por el Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada, y la estufa convencional de gas licuado de petróleo (GLP).

Para la evaluación se utilizaron indicadores de eficiencia, adopción, riesgo ocupacional, preferencias culturales, acceso, autosuficiencia, rentabilidad y contaminación. El cuadro 2 muestra el resumen de los indicadores utilizados con sus unidades, y los resultados obtenidos para cada una de las opciones tecnológicas. En este ejemplo, el objetivo es tener una visión integral de las diferentes dimensiones de interés en la evaluación de una tecnología de cocción de alimentos, a partir de la cual evaluar las ventajas comparativas de las diferentes opciones disponibles en la región.

La figura 5 muestra una gráfica de barras para comparar el desempeño de las tres estufas evaluadas en cada indicador. Se observa que la estufa Patsari es una mejor opción en cuanto a los costos de operación y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y muy parecida al fogón tradicional en cuanto a la satisfacción de necesidades de cocinado. Para el resto de los indicadores no es la mejor opción, pero sí la segunda, lo que indica que esta estufa puede representar un balance (o compromiso) para diferentes objetivos de sustentabilidad.

En este ejemplo, la determinación del índice de desempeño por indicador de las alternativas tecnológicas se basó en el método de comparaciones pareadas (ver sección 6.2). En este caso, la medida de desempeño está en función de la distancia que existe entre las tres estufas. Por lo tanto, nos interesa la similitud o disimilitud que hay entre ellas y no tanto la proximidad a un valor óptimo. Este método resulta útil cuando es difícil obtener valores de referencia para los indicadores. Sin embargo, también puede darnos una impresión errónea sobre el desempeño de los indicadores. Por ejemplo, para el indicador de exposición a partículas respirables suspendidas (PRS) la estufa Patsari aparece muy cercana a los fogones tradicionales (la peor opción); sin embargo, los valores de exposición obtenidos para las estufas mejoradas están muy por arriba del umbral de morbilidad para enfermedades respiratorias (Saatkamp *et al.*, 2000).

También se puede observar que la estufa de gas es mucho más costosa, sin embargo se adopta con mayor facilidad en estrategias de uso combinado (por la facilidad de operar la estufa se utiliza sobre todo para calentar volúmenes pequeños de agua y comida). El financiamiento para este tipo de estufas comúnmente proviene de las remesas de familiares que viven en el extranjero. En el caso de las Patsari, aunque el capital exista hay desconocimiento sobre su funcionamiento, por lo que las familias no se arriesgan a invertir tiempo, dinero y espacio sin antes asegurar que su inversión tendrá un resultado satisfactorio. En este sentido, un aspecto importante para incorporar en los mapas multicriterio es la dimensión cualitativa de los indicadores, a partir de la cual podemos tener una visión más precisa del significado de un valor determinado.

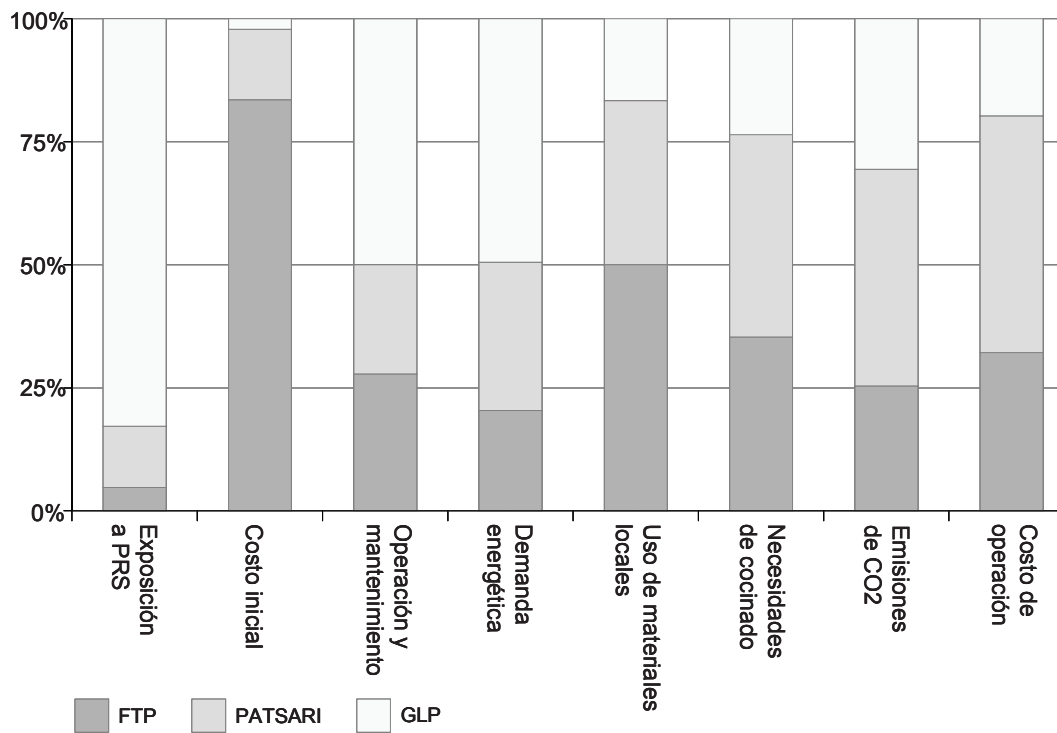
CUADRO 2. MATRIZ DE RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE TRES ALTERNATIVAS PARA LA COCCIÓN DE ALIMENTOS EN EL SECTOR RURAL DE LA REGIÓN PURÉPECHA, MICHOACÁN

Indicador	Unidades	Método de medición	FT	Patsari	GLP
Demanda energética	MJ/día/por persona	Pruebas de funcionamiento de cocina	34	23	14
Exposición a partículas respirables suspendidas (PRS)	µg/m ³	Concentraciones promedio en el hogar	785	300	45
Emisiones de CO ₂ equivalentes	ton CO ₂ equivalentes/año	CO2FIX	1.67	0.96	1.38
Satisfacción de necesidades de cocinado	-	Encuestas	MMB	B	MMM
Operación y mantenimiento (facilidad de uso)	-	Entrevistas con usuarios y talleres con técnicos de GIRA	MOD	MMM	EXC

Indicador	Unidades	Método de medición	FT	Patsari	GLP
Costo inicial	Pesos	Precios regionales	60	350	2300
Costo de operación	Pesos/mes	Precios regionales	283	189	460
Uso de materiales locales	-	Índice basado en el número de materiales locales utilizados en su construcción	EXC	MMB	M

Fuente: Modificado de Galván-Miyoshi (2004). EXC = excelente; MB = muy buena; B = buena; MMB = mas o menos buena; MOD = moderada; MMM = mas o menos mala; M = mala; MM = muy mala; EM = extremadamente mala. Para poder calcular el índice de desempeño de los indicadores cualitativos se asignó un valor numérico a cada categoría, de manera que la peor categoría (EM) tiene un valor de 1 y la mejor (EXC) un valor de 9.

FIGURA 5. EVALUACIÓN DE TRES TIPOS DE TECNOLOGÍAS PARA LA COCCIÓN DE ALIMENTOS EN EL SECTOR RURAL, REGIÓN PURÉPECHA, MICHOACÁN



Fuente: Con información de Galván-Miyoshi (2004). El índice de desempeño por indicador fue calculado mediante comparaciones pareadas (ver sección 6.2) y después normalizado a una escala de 0-100. En cada barra se muestra la contribución relativa de una alternativa al valor total, cuya suma es igual a 100. Los valores de los indicadores están expresados como beneficios: "entre más mejor". Los indicadores están ordenados de tal manera que, de izquierda a derecha, incrementa el valor de desempeño para la estufa Patsari: en el indicador de exposición a PRS presenta su valor más bajo y para el indicador de costos de operación el más alto.

Análisis de las contraprestaciones (trade-offs) entre escenarios de manejo de residuos postcosecha para el control de erosión

Speelman *et al.* (2006) nos presenta un estudio prospectivo en el que explora las contraprestaciones que existen entre diferentes alternativas para el manejo de los residuos postcosecha en la parcela de maíz, y su efectividad para el control de erosión en un sistema de año y vez en la Región Purépecha. Se incluyen tres grados de retención de residuos y dos estrategias de pastoreo: *in situ* (el ganado se introduce en la parcela después de la cosecha) y fuera de la parcela (se extraen los residuos y se alimenta al ganado fuera de la parcela). Los escenarios reflejan la peor estrategia (0% de retención de residuos), intermedia (35% de retención de residuos) y óptima (100% de retención de residuos) para el control de la erosión en sistemas agropecuarios.

La evaluación incluye un total de cuatro alternativas potenciales para el manejo de los sistemas agropecuarios en la región. Con este análisis se busca entender las consecuencias que tiene cada alternativa de manejo en seis indicadores de sustentabilidad. Para la estimación de los indicadores se hicieron proyecciones con ayuda del simulador APSIM (Agricultural Production System Simulator).

El cuadro 3 resume los resultados obtenidos del análisis y la figura 5 muestra el mapa multicriterio resultante. Se puede observar que la elección del escenario con 0% de retención de residuos maximiza la producción de forraje y el ingreso neto es cercano al óptimo, aunque no se obtiene el máximo beneficio. Por el contrario, cuando se elige el escenario de 100% de retención de residuos se maximiza la conservación de suelos y como resultado también la producción de maíz. Sin embargo, se pierde autosuficiencia en la producción de forraje; un productor en este escenario tendría que comprar alimento para su ganado a otros productores y su ingreso neto disminuiría. Finalmente, el escenario de 35% de retención con pastoreo *in situ* representa la mejor opción para el productor, pues maximiza sus ingresos y el desempeño en la producción de maíz y forraje no es tan malo. La erosión es alta, aunque es casi tres veces menor que en el escenario de 0% de retención. De hecho, esta última estrategia de manejo es la que adoptan los campesinos de la región.

En este ejemplo, se utiliza un valor óptimo para transformar los indicadores en medidas de desempeño (ver sección 6.2). Todas las opciones de manejo se comparan en relación a este valor. Al igual que en el caso de las comparaciones pareadas, se tiene poco control sobre el significado de los valores en la escala de desempeño.

CUADRO 3. MATRIZ DE RESULTADOS PARA LA EVALUACIÓN DE CUATRO ESCENARIOS PARA EL MANEJO DE ESQUILMOS PARA EL CONTROL DE EROSIÓN EN LA REGIÓN PURÉPECHA, MICHOACÁN

Indicador	Óptimo	0% residuos	35% residuos, pastoreo in situ	35% residuos	100% residuos
Autosuficiencia de maíz*	2.34 (100)	1.59 (68)	1.88 (80)	1.88 (80)	2.34 (100)
Autosuficiencia de forraje**	2.26 (100)	2.26 (100)	1.85 (82)	1.50 (66)	0.00 (0)
Ingreso neto (pesos/parcela)	5,246 (100)	4,405 (84)	5,246 (100)	4,319 (82)	3,629 (69)
Retornos en kg maíz/día	111 (100)	58 (52)	82 (74)	74 (67)	111 (100)
Retornos económicos (Pesos/día)	82 (100)	57 (70)	82 (100)	61 (74)	62 (75)
Erosión (Mg/ha)	0.06 (100)	4.15 (1)	1.21 (5)	1.21(5)	0.06 (100)

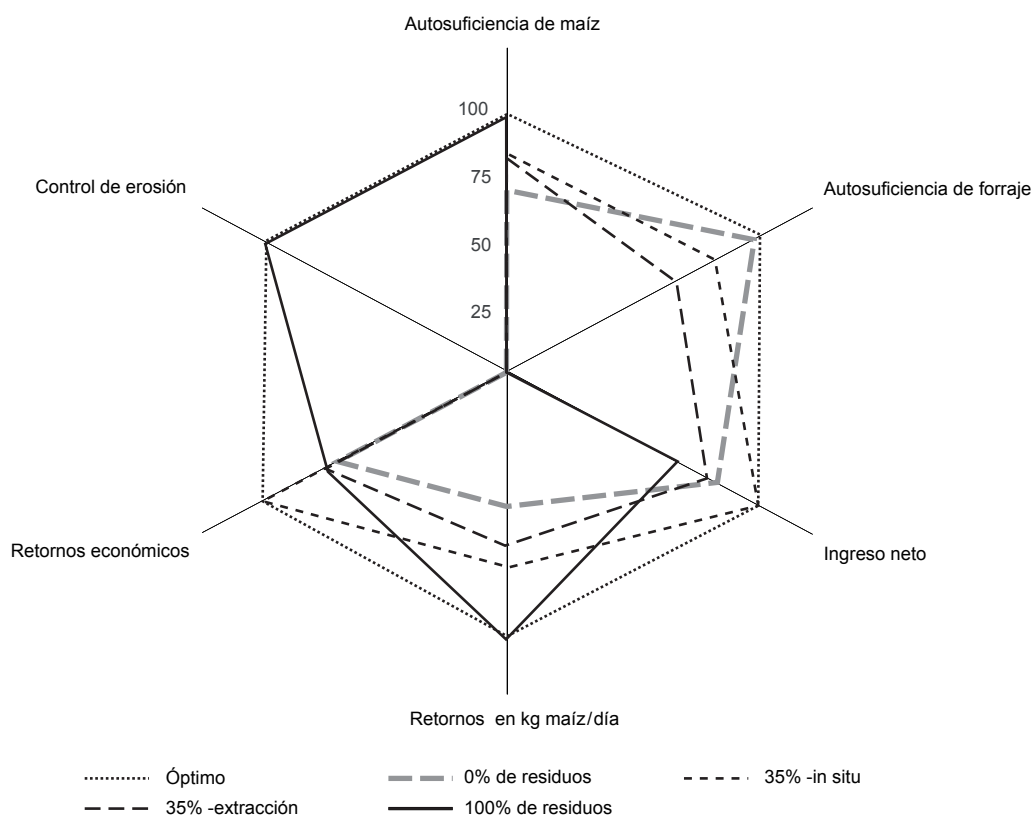
Fuente: Speelman *et al.* (2006).

*Coeficiente que se obtiene a partir de la producción total de grano por año en la unidad de producción y el consumo familiar anual de maíz.

**Coeficiente calculado a partir de la producción total de forraje entre el consumo animal total.

Entre paréntesis se indica el valor del índice de desempeño.

FIGURA 5. AMIBA PARA LA COMPARACIÓN DE CUATRO ESCENARIOS DE MANEJO DE ESQUILMOS PARA EL CONTROL DE EROSIÓN EN LA REGIÓN PURÉPECHA, MICHOACÁN



Fuente: Speelman *et al.* (2006).

6. ELEMENTOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE UN MAPA MULTICRITERIO

En esta sección ejemplificaremos la construcción de un mapa multicriterio. Usamos como muestra uno de los métodos más populares en la literatura: la gráfica radial o AMIBA, aunque se pretende que estos principios puedan ser aplicables a cualquier tipo de representación gráfica. En el módulo Paso a Paso de MESMIS interactivo también se ofrece un ejemplo para la integración utilizando este tipo de técnicas. Aquí detallaremos el procedimiento en tres pasos principales:

- Síntesis de resultados.
- Determinación del nivel de desempeño de los sistemas de manejo en cada indicador.
- Construcción de la representación gráfica.

6.1. Síntesis de resultados

El primer paso para integrar los indicadores es ordenar y sintetizar la información disponible en una matriz que contenga el conjunto de indicadores de sustentabilidad, las unidades de medida utilizadas, el objetivo de cada indicador (*i. e.*, si queremos maximizarlo o minimizarlo) y el valor que toman para cada uno de los sistemas de manejo. El cuadro 4 muestra los resultados de la evaluación de sustentabilidad de dos sistemas de manejo agrícola en 5 indicadores (ver detalles en Moya *et al.*, 2007).

CUADRO 4. MATRIZ DE RESULTADOS PARA LA EVALUACIÓN DE DOS SISTEMAS DE MANEJO AGRÍCOLA

Indicador	Unidades	Dirección de cambio deseada	MRTQ	MLM
Rendimientos	ton/ha/año	Maximizar	3	6
Costo/Beneficio	–	Maximizar	1.93	2.15
Demanda de trabajo	días de deshierbe cada 400 m ²	Minimizar	0.45	0.7
Carbono orgánico en suelo	mg/kg	Maximizar	91	26
Diversificación productiva	núm. de cultivos y cultivares	Maximizar	30	9

Fuente: Modificado de Moya *et al.* (2007). Los sistemas son dos tipos de milpa practicados en la región maya de Yucatán: milpa bajo roza, tumba y quema (MRTQ) y milpa bajo labranza de conservación (MLM). Por razones de espacio no hemos incluido toda la información del estudio de caso original, que incluye otros dos sistemas y más de 20 indicadores.

Cuando el proceso de selección inicial arroja un conjunto de indicadores demasiado grande, poco práctico y difícil de manejar, es necesario escoger los más importantes (etapa que dentro del marco MESMIS queda incluido en la selección de los indicadores estratégicos). Un primer paso para este propósito es verificar que los indicadores seleccionados cubran las características de un conjunto robusto⁶. Si este proceso no basta para reducir el conjunto original, también se pueden identificar los indicadores que sean similares y que estén fuertemente relacionados, por ejemplo a través de una matriz de correlación lineal. Otras técnicas para la simplificación o discriminación pueden incluir la agregación (p. ej., mediante promedios, aunque en estos casos aplican los mismos problemas tratados en la sección 3), la condensación (indicadores que dan información para múltiples procesos; p. ej., indicadores de deforestación), selección de indicadores críticos (aquellos que restringen al sistema; p. ej., indicadores de nutrientes limitantes), entre otras (para más detalles ver Bossel, 1999). También es posible utilizar técnicas multicriterio para seleccionar y priorizar indicadores con base en los juicios de expertos y actores sociales (por ejemplo, Mendoza y Prabhu, 2000).

6.2. Determinación del nivel de desempeño de los sistemas de manejo en cada indicador

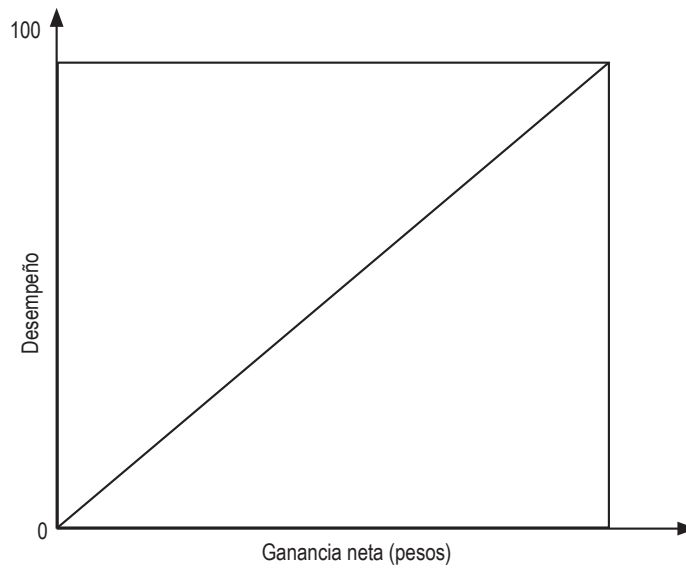
Este constituye el paso más importante en la construcción de un mapa multicriterio, puesto que es aquí donde los indicadores se expresan en función de un juicio de valor sobre lo que consideramos o no adecuado. Es a partir de medidas de desempeño que podemos derivar valores normativos que pueden ser útiles en la planeación y el diseño de sistemas de manejo sustentables. Además, las medidas de desempeño nos permiten tener a los indicadores en un formato común —un requisito para poder plasmarlos de manera conjunta— sin perder necesariamente la información original

Una definición general de un índice de desempeño es la siguiente: si x representa cualquier valor que puede tomar un indicador I en una escala X (p. ej., ton/ha) y para cada x podemos asignar un valor de desempeño d en una escala arbitraria D (p. ej., 0-100) según cuánto satisface nuestras expectativas en un atributo u objetivo de sustentabilidad, entonces para cada I podemos establecer una función $X \rightarrow D$, que describe el comportamiento de nuestras preferencias sobre X . Esta es una forma muy similar a las funciones de valor aplicadas en el contexto de la toma de decisiones (Beinat, 1997; Belton y Stewart, 2003).

La función del índice de desempeño puede tomar cualquier forma. Como ejemplo, tomemos un indicador de los beneficios netos que obtiene un agricultor por un cultivo determinado. Podemos suponer que el desempeño, en términos de productividad del cultivo en cuestión se considera mejor conforme incrementan los beneficios que reporta. La figura 6 muestra esta relación, a partir del supuesto de que la satisfacción del agricultor incrementa de manera lineal y continua con la rentabilidad del cultivo.

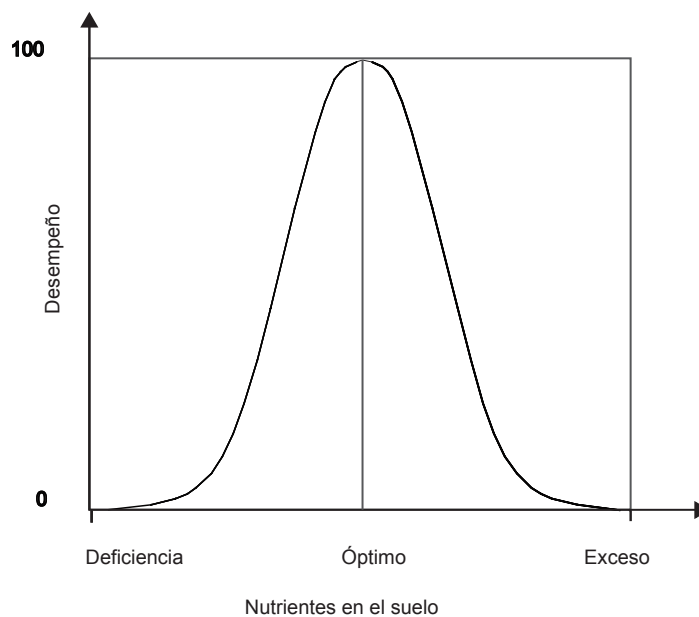
⁶ Ver el capítulo 5 en este volumen.

FIGURA 6. REPRESENTACIÓN DEL DESEMPEÑO DE UN CULTIVO AGRÍCOLA EN FUNCIÓN DE UN INDICADOR DE PRODUCTIVIDAD



Otros indicadores pueden tener un nivel óptimo, arriba o debajo del cual la satisfacción decrece. Un ejemplo de ello son los indicadores que evalúan la respuesta diferencial de un cultivo a diferentes condiciones biofísicas como calidad del suelo, humedad y temperatura. La figura 7 muestra una curva teórica del comportamiento del índice de desempeño en función de la concentración de nutrientes en el suelo. Los nutrientes que requieren los cultivos para crecer generalmente presentan una concentración óptima, en donde el rendimiento de la planta es el mejor que se puede obtener para ciertas condiciones. Debajo de este valor puede presentarse un déficit que afecte el rendimiento del cultivo y por lo tanto nuestra satisfacción en la evaluación de dicho indicador será menor. A niveles más arriba del óptimo los nutrientes son tóxicos, por lo que el rendimiento de la planta decrece y con ello nuevamente nuestra satisfacción.

FIGURA 7. REPRESENTACIÓN DEL DESEMPEÑO DE UN CULTIVO EN UN GRADIENTE EDÁFICO



Una ventaja de interpretar de esta manera los índices de desempeño es que podemos representar nuestras preferencias a partir de cualquier función. Por supuesto, obtener la ecuación matemática puede ser complicado, en especial si se trata de relaciones no lineales. Sin embargo, existen en la literatura algunos métodos sencillos que se pueden utilizar para obtener índices de desempeño. A continuación se describen brevemente algunos de los más socorridos.

Comparaciones pareadas. El nivel de desempeño se determina a partir de escalas de razón. Por ejemplo, supongamos que queremos comparar los sistemas agrícolas de referencia (R) y alternativo (A) en términos del indicador de rendimientos, en donde R produce 6 ton/ha por año y A produce 3 ton/ha por año, como se vio en el cuadro 4. Podemos expresar una relación de preferencia entre R y A mediante una matriz de comparaciones recíprocas (Saaty, 1980), en donde el desempeño de ambos sistemas en un indicador determinado se obtiene a partir de los cocientes R/A y A/R, de manera que:

	A	R
A	1	0.5
R	2	1

Para tener los indicadores en una escala común, normalizamos la matriz dividiendo el valor de cada celda entre la suma de cada columna; así obtenemos:

	A	R	MG
A	0.33	0.33	0.33
R	0.66	0.66	0.66

Finalmente, para cada fila calculamos la media geométrica⁷ de A y R, con lo que tendremos que los índices de desempeño de los sistemas de referencia y alternativo en el indicador de beneficios netos serán $d_R=0.66$ y $d_A=0.33$, respectivamente. Nótese que en este caso el índice es sólo una proporción que nos dice cómo es R con respecto a A y como es A con respecto a R; es decir, R es $0.66/0.33 = 2$ veces el valor de A y A es $0.33/0.66 = 1/2$ del valor de R. Para un ejemplo de este tipo de esfuerzos aplicados a la evaluación de tecnologías rurales ver Galván-Miyoshi (2004).

Esta forma de comparación tiene la ventaja de que no requiere tanta información para el análisis. Por ejemplo no es necesario definir valores de referencia, los cuales en ciertas circunstancias no son posibles de determinar o simplemente son inadecuados. Sin embargo, esta ventaja es a su vez una desventaja, puesto que la falta de parámetros normativos dificulta la interpretación de los resultados (García, 1997): ¿Qué implica para la sustentabilidad del sistema agrícola que R sea una, dos o tres veces mayor que A?

Distancia al óptimo. En este caso el valor de referencia del índice de desempeño corresponde al nivel máximo u óptimo que puede alcanzar el indicador (p. ej., máximo nivel de rendimientos). Lo que importa es la posición que ocupa un sistema de manejo en relación con este valor. El óptimo se puede definir de acuerdo con información bibliográfica, estimaciones a nivel regional (p. ej., promedios, valores históricos record, entre otros), o bien mediante

⁷ La media geométrica es la raíz n-ésima de un conjunto de números, expresada como: $MG = \sqrt[n]{x_1 \cdot x_2 \cdot \dots \cdot x_n}$

el establecimiento de metas específicas. La distancia al óptimo puede ser expresada en porcentajes de la siguiente manera:

$$d = \left(\frac{V}{V_o} \right) 100$$

en donde d es el nivel de desempeño, V es el valor que toma el sistema en el indicador y V_o es el nivel óptimo para el indicador. Si se trata de indicadores que se quieren minimizar se sustituye (V/V_o) por (V_o/V) .

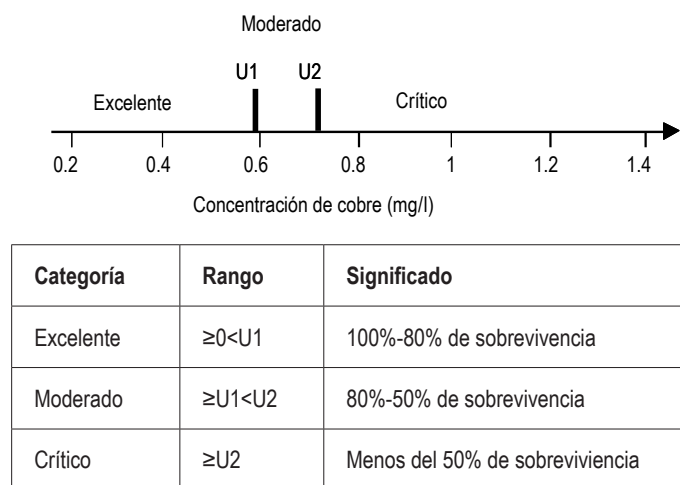
Intervalo de referencia. Además del valor óptimo, se puede incorporar un umbral crítico que representa el peor valor posible que puede tomar el indicador (p. ej., máxima erosión tolerable). Utilizando ambos valores, es posible determinar la posición de un sistema en relación a un intervalo máximo y mínimo, que toma valores entre 0 (el peor valor) y 100 (el mejor valor), mediante:

$$d = \left(\frac{V - V_{\min}}{V_{\max} - V_{\min}} \right) 100$$

en donde V_{\min} es el umbral crítico y V_{\max} es el óptimo. En caso de que el indicador se quiera minimizar hay que sustituir $(V - V_{\min})$ por $(V_{\max} - V)$; en estos casos, V_{\min} se convierte en el óptimo y V_{\max} en el umbral crítico.

Valores categóricos. En estas aproximaciones el desempeño en un indicador se juzga a partir de una escala ordinal y en unidades discretas (1, 2, 3...; alto, medio, bajo...) según si su valor se encuentra arriba o debajo de un umbral determinado. Los umbrales pueden derivarse de modelos matemáticos, datos teóricos, evidencia histórica, estadísticas o de juicios de valor (por ejemplo los estándares de calidad de un grupo de consumidores). La figura 9 muestra el ejemplo de un indicador de contaminación de agua para el que, con base en datos experimentales, se identificaron 3 categorías de desempeño en función del porcentaje de sobrevivencia de una especie de peces expuesta a diferentes concentraciones de cobre.

FIGURA 8. VALORES CATEGÓRICOS DERIVADOS DE DOS UMBRALES DE CONCENTRACIÓN PARA UN CONTAMINANTE DE AGUA



Generada a partir de Beinat (1997)

Escalas controladas. Este método se deriva de la propuesta metodológica utilizada por Prescott-Allen (1997) en el Barómetro de la Sustentabilidad. El objetivo es asignar un significado más preciso a la escala de desempeño cuando nuestras preferencias no son lineales, sin necesidad de definir una función continua. Retomemos el ejemplo anterior del indicador de concentración de cobre. La figura 10a muestra la relación entre un contaminante de agua y la respuesta de la especie a diferentes concentraciones. Esta curva puede traducirse directamente en nuestro índice de

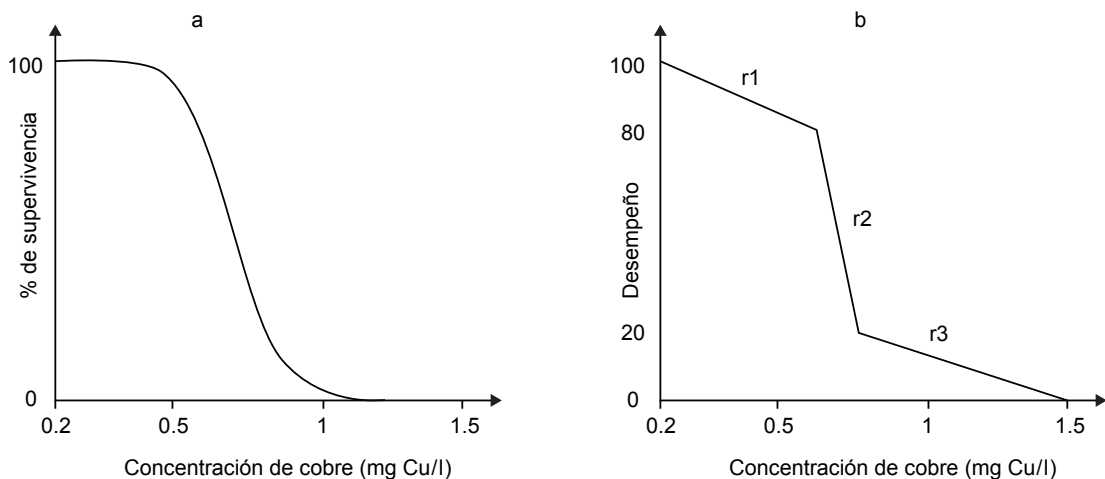
desempeño, aunque para ello tendríamos que encontrar la ecuación logística que la describe; por ejemplo, mediante técnicas de interpolación. Una alternativa más sencilla es utilizar escalas controladas. Para ello, podemos seleccionar los dos puntos de inflexión de la curva, por ejemplo donde la supervivencia corresponde a 80% y 20% de la población, y unir sus coordenadas ([0.58, 80] y [0.74, 20] respectivamente) con el óptimo [0,100] y un valor crítico [1.5, 0] como se muestra en la figura 10b. Una vez hecho esto podemos definir, para cada recta que se genera, una ecuación similar al método del intervalo de referencia descrito con anterioridad, de manera que el índice de desempeño lo podremos calcular por medio de tres ecuaciones:

$$d_{r_1} = \left(\frac{V_{\max} - V}{V_{\max} - V_{\min}} \right) (100 - 80) + 80$$

$$d_{r_2} = \left(\frac{V_{\max} - V}{V_{\max} - V_{\min}} \right) (80 - 20) + 20$$

$$d_{r_3} = \left(\frac{V_{\max} - V}{V_{\max} - V_{\min}} \right) (20)$$

FIGURA 9. REPRESENTACIÓN DEL DESEMPEÑO EN UN INDICADOR DE CONTAMINACIÓN DE AGUA EN ESCALAS CONTROLADAS



Para finalizar esta sección, en el cuadro 5 comparamos los diferentes métodos descritos de acuerdo con sus propiedades principales: el tipo de escala en que se expresa el índice de desempeño (de razón, ordinal y de intervalo), la forma en que se comportan las preferencias sobre el incremento o decremento de los valores de los indicadores (lineal y no lineal), si es necesario o no el uso de valores de referencia y de qué tipo (óptimos, intervalo mínimo y máximo, umbrales), y el grado de manipulación que requieren los datos y el control que se tiene sobre la escala de desempeño. Entre mayor sea el control, mejor podemos ajustar los valores de desempeño a la forma de nuestras preferencias, sin embargo, se requiere una mayor manipulación de los datos y puede incrementar la arbitrariedad en el análisis.

La percepción sobre la sustentabilidad de los sistemas de manejo depende críticamente del método de estimación del desempeño y de los valores de referencia utilizados para la comparación. Es por ello que este procedimiento es muy importante y requiere realizarse con el mayor cuidado.

En la elección de un método es importante primero identificar cómo se comportan nuestras preferencias para un indicador determinado. Si los métodos lineales se ajustan a ellas es mejor utilizar estas técnicas, pues son más sencillas. Un aspecto que resulta fundamental en cualquier caso es que el proceso sea totalmente transparente y que el mensaje que se quiere comunicar sea muy claro para el público a quien está dirigido.

CUADRO 5. RESUMEN DE LAS PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DEL DESEMPEÑO DE LOS INDICADORES

Método de estimación del desempeño	Tipo de escala	Comportamiento de las preferencias	Valores de referencia	Manipulación/control
Comparaciones pareadas	De razón	Lineal	No	menor  mayor
Distancia al óptimo	De razón	Lineal	Óptimo	
Valores categóricos	Ordinal	Lineal, no lineal, discreto	Umbrales	
Intervalo de referencia	Intervalo	Lineal	Mínimo, máximo	
Escalas controladas	Intervalo	No lineal	Mínimo, máximo, umbrales	

6.3. Construcción de la representación gráfica

La construcción de un mapa multicriterio es más que nada un problema de diseño, en donde el reto consiste en plasmar de manera conjunta los indicadores de evaluación manteniendo claridad y transparencia en el análisis. La intención es dar una visión de conjunto sobre el desempeño de los sistemas de manejo en cada indicador. Podemos utilizar múltiples recursos que faciliten la interpretación del mapa y que a la vez sean visualmente atractivos. Este proceso no debe encasillarse a un solo estilo de presentación, sino responder a las necesidades particulares de los diferentes contextos en que se realizan las evaluaciones. No obstante, no se debe olvidar que el objetivo principal de un mapa multicriterio es la comunicación y, en este sentido, dos principios que debemos de tomar en cuenta para la realización de cualquier representación gráfica son:

- *Sencillez.* Utilizar el menor número de elementos pero sin excluir aspectos clave del problema.
- *Claridad.* Gráficos intuitivos y fáciles de interpretar por la audiencia a la que están dirigidos.

Con esto en mente y una vez que hemos elegido un método para el cálculo del desempeño de los sistemas de manejo de cada indicador, el primer paso es resolver la matriz de resultados, es decir transformar todos los indicadores a un formato común. El cuadro 6 muestra la matriz de resultados del cuadro 4, con los índices de desempeño obtenidos a partir del método de distancia al óptimo.

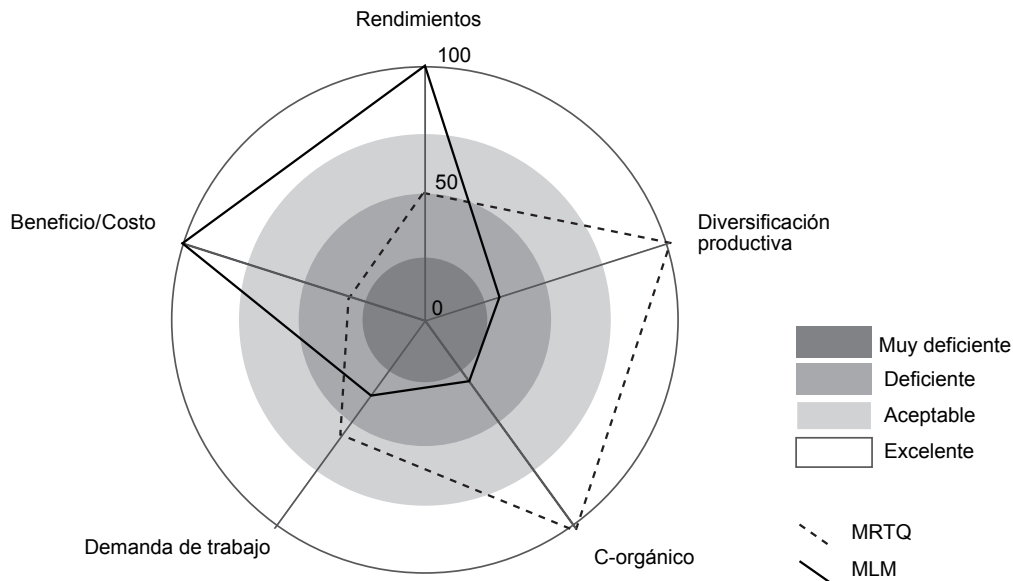
CUADRO 6. MATRIZ DE RESULTADOS CON LOS ÍNDICES DE DESEMPEÑO POR INDICADOR

Indicador	Unidades	Dirección de cambio deseada	MRTQ	MLM
Rendimientos	ton / ha / año	Maximizar	50	100
Costo/beneficio	—	Maximizar	32	100
Demanda de trabajo	Días de deshierbe cada 400 m ²	Minimizar	56	36
Carbono orgánico en suelo	mg / kg	Maximizar	100	29
Diversificación productiva	No. de cultivos y cultivares	Maximizar	100	30

Es muy fácil graficar el conjunto de resultados una vez que se tienen en un formato común. La figura 10 muestra la AMIBA que resulta del cuadro 6, en donde incluimos cuatro categorías cualitativas para facilitar la interpretación del nivel de desempeño de los indicadores.

Desafortunadamente, debido a que en las evaluaciones de sustentabilidad se le ha dado poca importancia a las representaciones gráficas, aún no existen paquetes de cómputo que faciliten el procedimiento y, sobre todo, que ofrezcan una amplia gama de opciones de representación. Sin embargo, dada la sencillez de los mapas multicriterio podemos echar mano de cualquier hoja de cálculo y cualquier programa para la edición de gráficos vectoriales. Existen paquetes libres como openOffice en donde se pueden crear graficas radiales, que incluso son más flexibles en la edición que los paquetes comerciales.

FIGURA 10. AMIBA PARA LA PRESENTACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE DOS SISTEMAS AGRÍCOLAS



7. CONSIDERACIONES FINALES

La aplicación efectiva del concepto de sustentabilidad en la evaluación y el diseño de sistemas más sustentables requiere una perspectiva cualitativamente distinta a los métodos convencionales. El problema de la integración de indicadores no radica en la inconmensurabilidad de los indicadores, sino en cómo tomamos decisiones considerando simultáneamente múltiples perspectivas de análisis no reducibles entre sí y en espacios de amplia participación social. Estos enfoques deben promover el diálogo y facilitar los procesos de negociación social, y para ello se requieren herramientas que permitan una comunicación efectiva, ágil y transparente.

Los índices agregados presentan varios problemas que limitan su relevancia y eficacia como herramientas para la integración de indicadores en el contexto del manejo sustentable de recursos naturales. Una alternativa a los análisis agregados son los mapas multicriterio. Éstos son herramientas de comunicación que permiten una visión de conjunto y el establecimiento de una base para la comparación de sistemas de manejo a partir de la cual es posible priorizar los aspectos que requieren mayor o menor atención.

Cómo integrar adecuadamente los indicadores de sustentabilidad es uno de los problemas más importantes en los esfuerzos por evaluar sistemas de manejo desde una perspectiva multidimensional. Algunas de las áreas importantes que aún requieren atención son:

1. Las representaciones cualitativas pueden aportar elementos importantes para facilitar la comunicación en situaciones complejas como las evaluaciones de sustentabilidad, sin embargo aún se requiere el desarrollo de opciones de representación gráfica adaptables a diferentes contextos; en particular, se necesitan programas de cómputo que faciliten la representación y visualización simultánea de múltiples indicadores. Hasta ahora, los programas para análisis multicriterio se han centrado en el problema de la agregación y ofrecen pocas opciones para visualizar los resultados en forma desagregada.

2. La incorporación de procedimientos para la toma de decisiones sobre qué alternativas de manejo implementar. A través de los mapas multicriterio es posible identificar áreas críticas que es necesario atender, por ejemplo aquellas que presenten niveles de desempeño debajo de un umbral crítico. Sin embargo, para atenderlas efectivamente se requiere un procedimiento que permita guiar el proceso de diseño de diferentes opciones, la evaluación de sus efectos en los diferentes indicadores de evaluación (un análisis prospectivo) y su priorización según las preferencias de diferentes sectores sociales. Un área de interés a explorar en este sentido es la toma de decisiones multicriterio (Belton y Stewart, 2003; Munda, 2004; Roy, 1996), en particular aquellos métodos aplicados en contextos de decisión social y de conflictos de intereses.
3. El análisis de escenarios mediante técnicas de simulación, aunque difícil, representa un paso importante en el diseño de SMRN más sustentables, pues comúnmente la implementación de las estrategias de desarrollo se realiza sin un análisis previo de las consecuencias ambientales, sociales o económicas que pueden acarrear. Este procedimiento es útil también para la identificación de áreas importantes a atender en los sistemas de manejo y para entender la interdependencia entre los diferentes indicadores de sustentabilidad. El capítulo 8 de este volumen presenta un excelente ejemplo de la aplicación de modelos dinámicos en la evaluación de sustentabilidad en donde el lector podrá aprender los elementos básicos de la modelación. Resultan también de mucho interés las aproximaciones cualitativas a los sistemas dinámicos (ver por ejemplo, Eden y Ackermann, 2004; Özesmi y Özesmi, 2004; Tegarden y Sheetz, 2003; Walker y Sinclair, 1997), pues podrían adaptarse con mayor facilidad a los diferentes contextos de las evaluaciones en el sector rural.

BIBLIOGRAFÍA

- Andreoli, M., y V. Tellarini. 2000. "Farm Sustainability Evaluation: Methodology and Practice". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77: 43-52.
- Beinat, E. 1997. *Value Functions for Environmental Management*. Kluwer Academic Publishers, Londres.
- Belton, V., y T. J. Stewart. 2003. *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*. Springer, Londres.
- Bossel, H. 1999. *Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications: A Report to the Balaton Group*. International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg. <http://www.iisd.org/>.
- Bossel, H. 2001. "Assessing Viability and Sustainability: a Systems-Based Approach for Deriving Comprehensive Indicator Sets". *Conservation Ecology*, 5(2): 12. <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art12/>.
- Clayton, M. H., y N. J. Radcliffe. 1996. *Sustainability: A Systems Approach*. Westview Press, Colorado.
- Chandre, M. J., y K. M. Jayaramaiah. 1998. "Comparative Evaluation of Rice Production Systems for their Sustainability". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69: 1-9.
- Eden, C., y F. Ackermann. 2004. "Cognitive Mapping Expert Views for Policy Analysis in the Public Sector". *European Journal of Operational Research*, 152: 615-630.
- Esty, C. D., A. M. Levy, T. Srebotnjak, y A. de Sherbinin. 2005. *2005 Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship*. Yale Center for Environmental Law & Policy, New Haven, Estados Unidos de América.
- Foster, J. (ed.). 1997. *Valuing Nature? Economics, Ethics and Environment*. Routledge, Nueva York.
- Freudenberg, M. 2003. *Composite Indicators of Country Performance: A Critical Assessment*. Documento de trabajo DSTI/IND(2003)5. Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE), París. <http://farmweb.jrc.cec.eu.int/CI/>.
- Galván-Miyoshi, Y. 2004. *Métodos multicriterio para la evaluación de sustentabilidad de sistemas de manejo de recursos naturales: el caso de las estufas eficientes de leña*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- García, S. 1997. "Indicators for Sustainable Development of Fisheries". En *Land Quality Indicators and Their Use in Sustainable Agriculture and Rural Development*. FAO/UNDP/UNEP/Banco Mundial, Roma.
- Giampietro, M. 2004. *Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems*. CRC Press, Londres.
- Gomiero, T. 2004. *Multi-objective Integrated Representation (MOIR) as a Tool to Study and Monitoring Farming System Development and Management*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona, España.

- Gomiero, T., y M. Giampietro. 2005. "Graphic Tools for Data Representation in Integrated Analysis of Farming Systems". *International Journal of Global Environmental Issues*, 5: 264-301.
- Harrington, L. W., P. Jones, y M. Winograd. 1994. "Operationalizing Sustainability: A Total Productivity Approach". Págs. 1-34, en *Land Quality Indicators Conference*, CIAT, Cali, Colombia.
- Liebig, M. A., G. Varvel, y J. Doran. 2001. "A Simple Performance-Based Index for Assessing Multiple Agroecosystem Functions". *Agronomy Journal*, 93: 313-318.
- Martínez-Alier, J., G. Munda, y J. O'Neill. 1998. "Weak Comparability of Values as a Foundation for Ecological Economics". *Ecological Economics*, 26: 277- 286.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.
- Mendoza, G. A., y R. Prabhu. 2000. "Multiple Criteria Decision Making Approaches to Assessing Forest Sustainability Using Criteria and Indicators: A Case Study". *Forest Ecology and Management*, 131: 107-126.
- Morse, S., y E. D. G. Fraser. 2005. "Making Dirty Nations Look Clean? The Nation State and the Problem of Selecting Indices as Tools for Measuring Progress Towards Sustainability". *Geoforum*, 36 625-640.
- Moya, G. X., A. Caamal, B. Ku Ku, E. Chan Xool, I. Armendáriz, J. Flores, J. Moguel, M. Noh Poot, M. Rosales, y J. D. Xool. 2007. "La sustentabilidad que viene de lejos: una evaluación multidisciplinaria e intercultural de la agricultura campesina de los mayas en Xohuayán, Yucatán". Págs. 161-202 Astier M. y Hollands, J. (eds.). 2007. *Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, 2a ed., Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Munda, G. 2004. "Social Multicriteria Evaluation (SMCE): Methodological Foundations and Operational Consequences". *European Journal of Operational Research*, 158: 662-677.
- Munda, G. 2005. "Measuring Sustainability: A Multi-Criterion Framework". *Environment, Development and Sustainability*, 7: 117-134.
- North, K., y D. Hewes. 2006. "Towards Sustainability: Monitoring Farm Progress". *LEISA magazine*, marzo: 44-46.
- Özesmi, U., y L. S. Özesmi. 2004. "Ecological Models Based on People's Knowledge: A Multi-step Fuzzy Cognitive Mapping Approach". *Ecological Modelling*, 176: 43-64.
- Parris, M. T., y W. R. Kates. 2003. "Characterizing and Measuring Sustainable Development". *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 13.11-13.28.
- Patterson, M. 1998. "Commesuration and Theories of Value in Ecological Economics". *Ecological Economics*, 25: 105-125.
- Pillarissetti, R. J. 2005. "The World Bank's "Genuine Savings" Measure and Sustainability". *Ecological Economics*, 55: 599-609.
- Rotmans, J., y M. B. A. van Asselt. 2001. "Uncertainty Management in Integrated Assessment Modeling: Towards a Pluralistic Approach". *Environmental Monitoring and Assessment*, 69: 101-130.
- Roy, B. 1996. *Multicriteria Methodology for Decision Analysis*. Kluwer Academic Publishers, Londres.
- Saatkamp, B. D., O. R. Masera, y D. M. Kammen. 2000. "Energy and Health Transitions in Development: Fuel Use, Stove Technology and Morbidity in Jarácuaro, Mexico". *Energy for Sustainable Development*, 4: 7-16.
- Saaty, T. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill, Nueva York.
- Saisana, M., y S. Tarantola. 2002. *State of the Art Report on Current Methodologies and Practices for Composite Indicator Development*. Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italia. <http://farmweb.jrc.cec.eu.int/CI/>.
- Speelman, N. E., M. Astier, S. López-Ridaura, A. P. Leffelaar, y K. M. van Ittersum. 2006. *Trade-off Analysis for Sustainability Evaluation: a Case Study of the Purhepecha Region*, México. *Outlook on Agriculture* 35:57-64.
- Sutton, P. 2003. "An Empirical Environmental Sustainability Index Derived Solely from Nighttime Satellite Imagery and Ecosystem Service Valuation". *Population and Environment*, 24: 293-311.
- Taylor, D. C., M. Z. Abidin, S. M. Nasir, M. M. Ghazali, y E. F. C. Chiew. 1993. "Creating a Farmer Sustainability Index: A Malaysian Case Study". *American Journal of Alternative Agriculture*, 8: 175-184.
- Tegarden, P. D., y D. S. Sheetz. 2003. "Group Cognitive Mapping: A Methodology and System for Capturing and Evaluating Managerial and Organizational Cognition". *Omega*, 31: 113-125.
- Ten Brink, B. J. E., S. H. Hoesper, y F. Colin. 1991. "A Quantitative Method for Description and Assessment of Ecosystems: The AMOEBA-approach". *Marine Pollution Bulletin*, 23: 265-270.
- Triantaphyllou, E. 2000. *Multicriteria Decision Making Methods: A Comparative Study*. Kluwer Academic Publishers, Londres.

- Vincke, P. 1992. *Decision Aid*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Wackernagel, M., y W. Rees. 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, BC.
- Wackernagel, M., y D. J. Yount. 1998. "The Ecological Footprint: An Indicator of Progress Toward Regional Sustainability". *Environmental Monitoring and Assessment*, 51: 511-529.
- Walker, H. D., y L. F. Sinclair. 1997. "Acquiring Qualitative Knowledge About Complex Agroecosystems. Part 2. Formal Representation". *Agricultural Systems*, 56: 365-386.
- World Resource Institute (WRI). 2001. *Guía de recursos mundiales*. World Resource Institute, Washington.

7 La evaluación multiescalar de la sustentabilidad: retos y avances metodológicos

Santiago López-Ridaura

1. LA EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD A MÚLTIPLES ESCALAS DE ANÁLISIS

La evaluación de sustentabilidad se ha convertido en uno de los temas centrales en la agenda de diversos centros de investigación, instituciones gubernamentales, organizaciones no gubernamentales y agencias de desarrollo relacionadas con el manejo de recursos naturales. Evaluar la sustentabilidad de los Sistemas de Manejo de Recursos Naturales (SMRN) trasciende los estudios disciplinarios sobre procesos específicos y permite analizar de manera integral el funcionamiento de dichos sistemas, a fin de mejorar las oportunidades de éxito en el desarrollo de alternativas diseñadas para fortalecer su sustentabilidad.

En las últimas décadas, ha habido importantes avances en el desarrollo y la aplicación de metodologías para la evaluación de sustentabilidad y el uso de indicadores a diferentes escalas de análisis. Por ejemplo, a las escalas nacional, subnacional o supranacional, organizaciones como la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), el Foro Económico Mundial, la Organización de las Naciones Unidas (ONU) y el Banco Mundial (BM), entre otras, y en colaboración con los gobiernos de diferentes países e instituciones académicas, han desarrollado distintas metodologías para evaluar el progreso hacia el desarrollo sustentable y asistir en la formulación de políticas nacionales e internacionales que lo promuevan (véase, por ejemplo, UN, 1996 y 2001; CEPAL, 2000; Winograd *et al.*, 2000; OCDE, 2001, y Millennium Ecosystem Assessment, 2003). A escala subregional también han habido importantes esfuerzos dirigidos al desarrollo de metodologías de evaluación de sustentabilidad, con el fin de apoyar la identificación de los principales factores que determinan el manejo de los recursos naturales y evaluar el impacto de prácticas, políticas o programas alternativos de manejo para el desarrollo regional (Hengsdijk *et al.*, 1999; Bouman *et al.*, 2000; Schipper *et al.*, 2000; Nambiar *et al.*, 2001; Roetter *et al.*, 2004; Bell y Morse, 2003 y 2004). A la escala local —como la comunidad, la finca, la granja o unidad de producción, o la parcela—, el desarrollo y la aplicación de herramientas de evaluación de la sustentabilidad es, hoy en día, la base para el diseño de prácticas alternativas que mantengan o mejoren la productividad de los SMRN y permitan conservar la integridad de su recurso base. Un gran número de metodologías han sido desarrolladas y aplicadas para estos propósitos; por ejemplo, Taylor *et al.*, 1993; Bockstaller *et al.*, 1997; Rossing *et al.*, 1997; Masera *et al.*, 1999; Andreoli y Tellarini, 2000; Masera y López-Ridaura, 2000; Rigby *et al.*, 2001; van der Werf y Petit, 2002; Rao y Rogers, 2006, y Legg y Parris, 2007.

Este rápido avance en el desarrollo de metodologías para evaluar la sustentabilidad —desarrollado por tantas diferentes instituciones y organizaciones, e impulsado desde tantas disciplinas y a tantas diferentes escalas de análisis— nos da una idea de lo importante que han sido los conceptos de sustentabilidad y desarrollo sustentable en la adopción de nuevas perspectivas de análisis, integrales e interdisciplinarias hacia los SMRN.

En términos metodológicos, uno de los temas de investigación prioritarios es el desarrollo de enfoques que articulen la evaluación de sustentabilidad de los SMRN a diferentes escalas de análisis (Fresco y Kroonenberg, 1992, van Keulen *et al.*, 2000; Maserá *et al.*, 1999; López-Ridaura, 2005a). Esta necesidad de un enfoque multiescalar es muestra de la aceptación generalizada de que la sustentabilidad de los SMRN está determinada por una intrincada red de procesos sociales, ecológicos y económicos que se desarrollan a diferentes escalas, tanto espaciales como temporales.

La multiescalaridad es uno de los aspectos más complejos en el estudio del funcionamiento y comportamiento de los SMRN. Debido a la estructura jerárquica de los sistemas, cualquier SMRN está compuesto por y a la vez forma parte de otros SMRN. Este carácter jerárquico y los desafíos metodológicos que impone en el análisis de sistemas han sido ampliamente discutidos en el campo de la biología, la ecología, la geografía, la sociología, la economía y la psicología, entre otras disciplinas que han adoptado un enfoque de sistemas para el análisis de fenómenos complejos. Diferentes disciplinas utilizan el término escala en distintos —y a veces opuestos— sentidos. En algunas ocasiones se utiliza como el nivel o extensión del análisis, y en otras es una unidad de medida utilizada para describir un proceso. Así, estudios que se refieren a la escala nacional, pueden referirse a que las naciones son los componentes para el análisis de un sistema mayor (p. ej., continente), o bien a que la nación misma es el objeto de análisis, la cual a su vez está compuesta por diferentes regiones agroclimáticas o entidades administrativas. Asimismo, en términos temporales, la escala se refiere al plazo de tiempo u horizonte en que un fenómeno es analizado (p. ej., 1, 10 o 50 años), o bien a la frecuencia (intervalo de tiempo) en el que se recaba la información para el análisis.

En este capítulo se utiliza el término de escala como la combinación de ambos elementos; es decir, en términos espaciales, como la combinación de una unidad o nivel y la resolución utilizada para realizar el análisis, y en términos temporales, como el horizonte de análisis y la frecuencia utilizada para la descripción de los fenómenos que rigen el funcionamiento de los SMRN. Para una revisión más detallada del concepto de escalas en diferentes disciplinas de análisis, el lector puede referirse a Allen y Starr (1982), Holling (1995), Dumanski *et al.* (1998), Koning *et al.* (1998), Fresco y Westphal (1998), Bouma (2002), López-Ridaura *et al.* (2005b), Cash *et al.* (2006) y Wu y Li (2006).

En la práctica, la evaluación multiescalar de la sustentabilidad es indispensable, ya que comúnmente existen diferentes actores relacionados con el manejo de recursos naturales en una misma zona, quienes operan a partir de objetivos y preocupaciones a diferentes escalas espaciales y temporales. Cada uno de estos actores, según sus objetivos y la escala a la que operan, tiene su propia concepción de los SMRN y de lo que significa su sustentabilidad, y tiene —por tanto— una agenda de acciones acorde con ello.

Por ejemplo, en términos espaciales, comúnmente coexisten en una misma región, entre otros actores, los agricultores y sus familias, las autoridades locales, las organizaciones de productores, las instituciones gubernamentales, las organizaciones no-gubernamentales (ONG), los grupos ecologistas y las asociaciones recreativas. Cada uno de ellos desarrolla y pone en práctica alternativas para fortalecer, desde su propio enfoque, la sustentabilidad de los SMRN. Además, en términos generales, el agricultor o la familia rural perciben su sistema de manejo a nivel finca o unidad de producción familiar; mientras que las autoridades comunales o las asambleas, las asociaciones o las organizaciones de agricultores perciben los SMRN a la escala de la comunidad y la región, especialmente cuando existe propiedad comunal. Por su parte, las instituciones de gobierno (p. ej., de desarrollo agrícola o de protección ambiental), así como las ONG y los centros de investigación, comúnmente perciben los SMRN en la escala de la cuenca, la entidad administrativa o el distrito de desarrollo.

En la implementación de alternativas de manejo, los agricultores, las instituciones de investigación y las ONG comúnmente diseñan y experimentan alternativas para mejorar el funcionamiento de los diferentes subsistemas de manejo de recursos naturales (p. ej., introducción de nuevos cultivos o variedades, técnicas de manejo de suelos) así como alternativas integrales a la escala de la finca (p. ej., la integración de la producción pecuaria, agrícola y forestal, o la transformación de productos). A escalas regional, subregional o supraregional, las intervenciones se centran comúnmente en el desarrollo de políticas, proyectos de infraestructura, regulaciones para el manejo de recursos naturales, o la formación de cooperativas para la compra de insumos y apoyo a la producción y comercialización de mercancías derivadas de los SMRN.

El recuadro 1 presenta algunas situaciones clásicas donde la evaluación multiescalar es necesaria para entender el efecto de diferentes alternativas de manejo.

RECUADRO 1. EJEMPLOS COMUNES DONDE LA ARTICULACIÓN DE ESCALAS
EN LA EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD ES NECESARIA

Agricultura de ladera

En algunas regiones con topografía accidentada pero con suelos profundos y con alto contenido de materia orgánica, la tasa de erosión puede llegar a ser alta, especialmente en zonas de elevada precipitación y fuerte presión sobre la tierra. Para la sustentabilidad de los SMRN a la escala de la finca o unidad de producción familiar, esta pérdida de suelos no representa necesariamente una amenaza importante, ya que su efecto sobre la fertilidad de los suelos y la productividad agrícola es bajo, y por tanto, los costos adicionales por implementar prácticas de conservación de suelos desalientan a los agricultores a realizarlas.

Sin embargo, la pérdida de suelos, por mínima que sea, puede figurar como un peligro para la sustentabilidad de los SMRN a la escala de la cuenca o región, ya que el azolve de cuerpos de agua y cauces superficiales puede repercutir de manera importante en la producción pesquera, el ecoturismo y otras actividades productivas ribereñas. Por lo tanto, los actores que operan a escala regional que están relacionados con la conservación de los recursos naturales perciben la conservación de suelos como un eje primario del desarrollo sustentable (Lutz *et al.*, 1994; Speelman *et al.*, 2007).

Ganadería intensiva

En algunas regiones donde existe una producción ganadera intensiva, los productores desean incrementar o mantener la rentabilidad de la producción pecuaria además de, en caso de poseer tierras de producción agrícola, mantener la fertilidad del suelo para abastecer, aunque sea parcialmente, las necesidades de alimentación de su hato ganadero. Esto implica, por lo general, el almacenamiento de estiércoles (sólidos, semisólidos o líquidos) y su aplicación en tierras agrícolas en fuertes dosis.

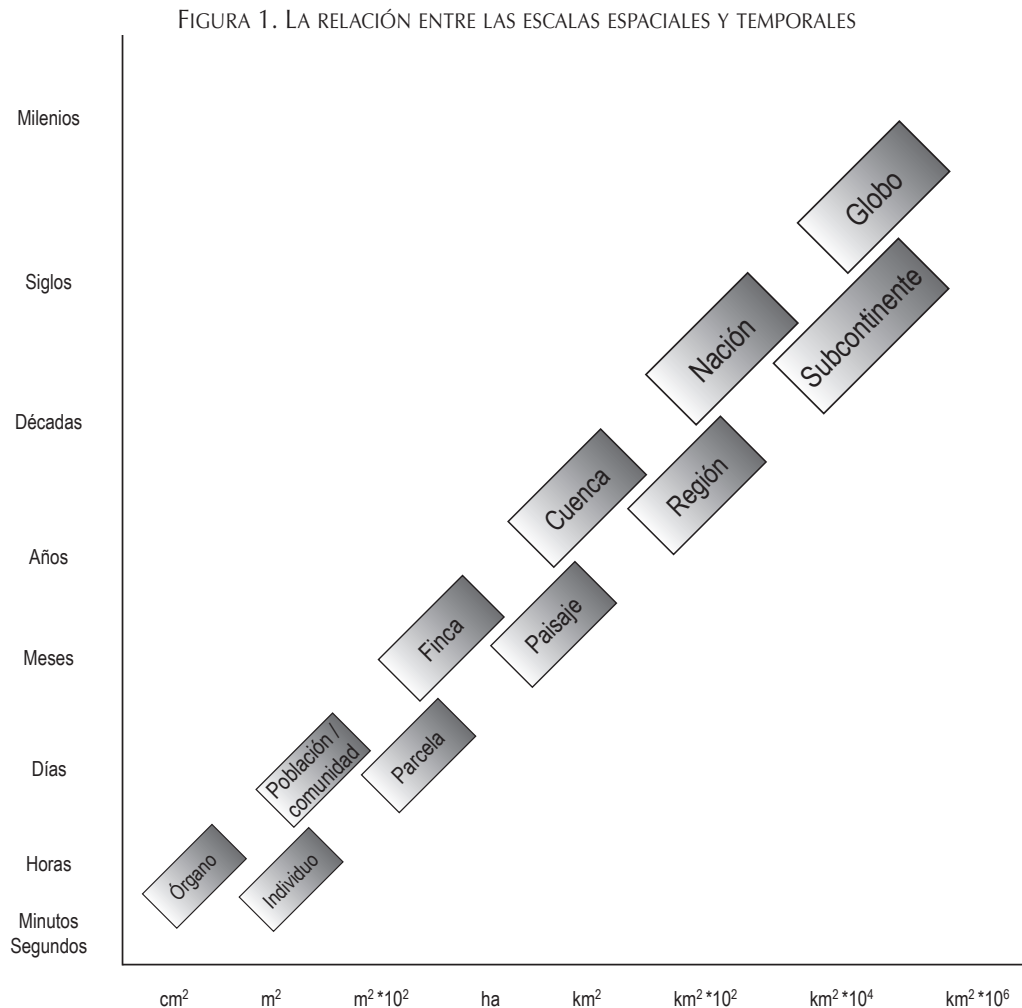
En estas mismas regiones, las instituciones y organizaciones responsables por la calidad del aire y el agua tienen como objetivo principal relacionado con la sustentabilidad de los SMRN la disminución del aporte de nitratos en aguas superficiales y subterráneas —porque causan eutrofización—, así como la reducción de emisiones de amoníaco (NH_3) y gases de efecto invernadero (N_2O , CH_4). Sin embargo, los costos de tratamiento de estiércoles y/o de transporte para su cuidadosa aplicación implican un costo adicional importante para los productores pecuarios (Petit y van der Werf, 2003; López-Ridaura *et al.*, 2007).

Agricultura en zonas áridas

En algunas comunidades campesinas en zonas áridas y semiáridas de los trópicos, con suelos viejos y poco fértiles, es común encontrar un gradiente de fertilidad importante entre los terrenos agrícolas cercanos a los asentamientos humanos y los terrenos marginales comúnmente más lejanos y en ocasiones utilizados para pastoreo comunitario. Este gradiente de fertilidad de suelos está dado por el transporte de materia orgánica, principalmente a través de estiércol, entre las tierras lejanas y las tierras cercanas, así como un mayor aporte de fertilizantes y residuos orgánicos en estas últimas.

En una evaluación a la escala de la unidad de producción familiar, se podría entender esto como un punto a favor de la estabilidad y la producción a largo plazo de los SMRN, ya que la fertilidad de los suelos destinados a la producción agrícola más intensiva va en aumento. Sin embargo, en un análisis a escalas comunidad o región, este proceso de empobrecimiento de tierras marginales es una amenaza importante para la sustentabilidad de los SMRN (Prudencio, 1993; Tiltonell *et al.*, 2005).

Una evaluación multiescalar de la sustentabilidad debe ser capaz de capturar esta complejidad en términos de la diversidad de enfoques y objetivos —que pueden incluso llegar a ser conflictivos— de los diferentes actores involucrados en el diseño de SMRN más sustentables. Esta diferencia de percepciones hacia la sustentabilidad de los SMRN tiene su explicación en el hecho de que estos actores, quienes operan a diferentes escalas espaciales, tienen también diferentes objetivos y prioridades a diferentes escalas temporales. La figura 1 ilustra la relación existente entre las escalas espaciales y temporales. Esta relación determina, al menos en parte, el enfoque y los objetivos de los diferentes actores sociales, así como la necesidad de desarrollar marcos metodológicos para la evaluación multiescalar de la sustentabilidad.



Las consecuencias epistemológicas de esta diversidad de percepciones y sus repercusiones en la evaluación de sustentabilidad constituyen temas de intensa investigación y debate en los que se han discutido y desarrollado nuevos enfoques (p. ej., ciencia postnormal; Ravetz y Funtowicz, 1999; Giampietro, 2003). Operativamente, para realizar una evaluación multiescalar es necesario el desarrollo de marcos metodológicos que permitan abordar, desde un punto de vista teórico robusto, la sustentabilidad de los SMRN a diferentes escalas, y que sean capaces de contrastar diferentes alternativas mediante el examen de sus fortalezas y debilidades con respecto a la percepción de sustentabilidad que tienen los diversos actores en un contexto específico. En términos prácticos, los principales desafíos metodológicos relacionados con la evaluación multiescalar son:

1. La derivación de indicadores relevantes para los diferentes actores involucrados en el manejo de recursos naturales.
2. La valoración o cuantificación, la agregación y la integración de estos indicadores para ayudar en el proceso de discusión y toma de decisiones al diseñar alternativas para ser implementadas en diferentes escalas.

En años recientes, se han realizado esfuerzos importantes para analizar los SMRN a diferentes escalas, y en la actualidad tenemos un avance importante en el desarrollo de metodologías de evaluación multiescalar (p. ej., Quiroz *et al.*, 2001; Bazzani, 2005; Ewert *et al.*, 2006; Overmars y Verburg, 2006; Wu y Li, 2006).

En este capítulo se revisan y discuten algunos de los avances metodológicos relacionados con la evaluación multiescalar de sustentabilidad, con particular referencia a aquellos insertados en las actividades del proyecto MESMIS. Se comienza con la revisión de los principios básicos y las estrategias para la derivación de indicadores en un análisis multiescalar. Después se presentan los avances para la cuantificación, la agregación y la integración de indicadores, con especial énfasis en las herramientas de modelación. En la última sección del capítulo, se presenta una adaptación del marco MESMIS para la evaluación multiescalar de sustentabilidad.

La derivación de indicadores

El uso de indicadores es común en los esfuerzos de evaluación de sustentabilidad a diferentes escalas de análisis, y mucho se ha elaborado sobre las características deseables de éstos o de su conjunto (p. ej., que sean relevantes, confiables, sensibles al cambio, fáciles de medir, útiles para la toma de decisiones, fáciles de comunicar, etcétera)¹.

En la evolución del desarrollo de herramientas para la evaluación de sustentabilidad, se pueden distinguir, en orden cronológico, tres corrientes metodológicas para la formulación de índices e indicadores: las listas de indicadores, los índices compuestos y los marcos de evaluación (ver Masera *et al.*, 1999; López-Ridaura *et al.*, 2002, y el capítulo 3 de este libro).

Las listas de indicadores (p. ej., compilaciones, *checklists*, *core sets*) han sido elaboradas por varias organizaciones a fin de proveer mediciones o cálculos concretos para la evaluación de sustentabilidad. Existen listas para diferentes tipos de sistemas, diferentes sectores relacionados con el manejo de recursos naturales, diferentes disciplinas o diferentes escalas de análisis (Hens L. y de Wit J., 2003; CIFOR, 1999; OCDE, 1993 y 2001, y van Mansvelt y van der Lubbe, 1999). Dentro de las principales críticas hacia los listados de indicadores para la evaluación de sustentabilidad es que raramente proponen estrategias para seleccionar indicadores específicos para estudios de caso concretos y que, generalmente, no presentan una estrategia de integración de estos indicadores para el análisis integral de los SMRN. Sin embargo, dichos listados, permiten darse una idea de la amplia gama de indicadores existentes y pueden ser utilizados como fuente para la selección de indicadores específicos.

Los índices compuestos para la evaluación de la sustentabilidad, elaborados y aplicados a diferentes escalas de análisis, han sido objeto de intensa investigación en los últimos años y han ganado popularidad gracias a su capacidad de comunicar los resultados de la evaluación de sustentabilidad, a partir de la comparación de sistemas o prácticas de manejo de recursos naturales a través de una calificación numérica única. Por ejemplo, se conocen índices compuestos que han sido diseñados y contabilizados para comparar diferentes países o regiones con respecto a su avance hacia el desarrollo sustentable a diferentes escalas local, regional y global (Nambiar *et al.*, 2001; Barrera-Roldán y Saldívar-Valdés, 2002; Herrera-Ulloa *et al.*, 2003, y Cui *et al.* 2004). A la escala local, ha habido una proliferación importante de índices compuestos para evaluar sistemas específicos (Taylor *et al.*, 1993, y Rigby *et al.*, 2001). Sin embargo, como todos estos índices utilizan conjuntos fijos de indicadores para su cálculo, son comúnmente: *i*) demasiado generales y no reflejan las objetivos y procesos característicos de un sistema específico, o *ii*) no extrapolables, ya que el conjunto fijo de indicadores que componen un índice compuesto específico (*taylor-made*) son particulares para el sistema evaluado y, por tanto, resultan metodologías imposibles de aplicar a otros sistemas.

El objetivo de los marcos de evaluación, en vez de dar un conjunto de indicadores fijos o un índice, es dotar de un marco conceptual útil para la derivación de indicadores específicos. Uno de los marcos más populares para la derivación de indicadores es el de "Presión-Estado-Respuesta" desarrollado por la OCDE (1993). Este marco propone la derivación de indicadores que reflejan la presión que imprimen las actividades humanas en los recursos naturales, el estado de estos recursos y la respuesta de la sociedad para contrarrestar el impacto de sus actividades. La aplicación de este marco ha permitido seleccionar diferentes indicadores para estudios específicos a diferentes escalas. Sin embargo, con este enfoque la derivación de indicadores se basa en la causalidad lineal de los diferentes procesos relacionados con la sustentabilidad de los recursos naturales, y esto no permite entender la relación entre

¹ Para una discusión más detallada sobre el uso de indicadores y sus formas de medición, el lector puede referirse al capítulo 5 de este libro, así como Kuik y Verbruggen (1991), OCDE (1993 y 2001), Bakkes *et al.* (1994), Bell y Morse (1999 y 2004), Torquebiau (1989), Bossel (1999), Lefroy *et al.* (2000), Morse *et al.* (2000), Rigby *et al.* (2000) y van der Werf y Petit (2002).

las diferentes actividades y su impacto sobre la sustentabilidad de un SMRN en su conjunto. Ofrece sólo una visión fragmentada, a partir de los indicadores derivados, del estado, la presión y/o la respuesta de la sociedad sobre recursos específicos (p. ej., agua, suelo, bosques).

Para el análisis de los SMRN, existe una cantidad importante de marcos de evaluación que proponen una serie de características, atributos o propiedades de la sustentabilidad comunes a los SMRN y que deben ser reflejadas por los indicadores². Para la definición de dichas propiedades básicas, el enfoque de sistemas ha demostrado ser de gran utilidad pues permite entender a los SMRN como un todo, haciendo explícito su funcionamiento a partir de las relaciones entre los subsistemas que los componen y su relación con el entorno donde se encuentran y los otros sistemas con los que interactúan (Conway, 1994; Clayton y Radcliffe, 1996; Gallopin, 2003; Maass, 2003). La definición y la comprensión de las propiedades sistémicas esenciales para la sustentabilidad de los SMRN han sido temas de intensa investigación, sobre todo teórica, que ha brindado las bases para la evaluación de la sustentabilidad, ya que ahí se recogen principios básicos de la ecología, la economía y las ciencias sociales en el análisis de sistemas complejos. Para obtener una visión más completa y detallada de los diferentes esfuerzos dirigidos a este campo, el lector puede referirse a Holling (1973, 2001 y 2004), Noy-Meir (1975), Checkland (1981), Conway, (1994), Odum (1994), Pimm (1984), Perrings (1998), Lele (1998).

En términos prácticos, una evaluación multiescalar que tome en cuenta la percepción de diferentes actores en la derivación de indicadores debe partir de atributos susceptibles de ser examinados a diferentes escalas de análisis y desde diferentes disciplinas (véase el capítulo 8 y el CD que acompaña este libro para obtener más información). Tales atributos se refieren a la capacidad de los SMRN para proporcionar los bienes y los servicios económicos, sociales o ambientales esperados para satisfacer los objetivos de los diferentes actores (*productividad*); hacerlo sin degradar los recursos base naturales, económicos o sociales de los cuales dependen para la realización de dichos objetivos (*estabilidad*), y mantener una productividad estable ante cambios de los subsistemas o los sistemas sociales, económicos o ambientales con los que interactúa, ya sean variaciones normales en su ambiente (*confiabilidad*), variaciones extremas —shock o stress— (*resiliencia*), o perturbaciones que los afectan de manera permanente (*adaptabilidad*)³.

La definición de las escalas temporales de análisis determinará lo que se considera como una perturbación normal, extrema o permanente (*i. e.*, la magnitud, la periodicidad y la durabilidad de la perturbación); lo que a corto plazo puede parecer un cambio permanente (como la desertificación o la caída en los precios de un producto) (figura 2 a), a mediano plazo puede parecer un *shock* o estrés (figura 2 b), mientras que a largo plazo puede parecer como una variación normal (figura 2 c).

La reflexión teórica sobre las propiedades básicas de los SMRN sustentables y sus características multiescalares es tema que actualmente atrae la atención de investigadores en una gran diversidad de disciplinas como la ecología, la biología evolutiva, la antropología, la sociología o la economía, y no cabe duda que la teoría de sistemas se ha consolidado como un enfoque que permite una visión integral, interdisciplinaria y multiescalar para la evaluación de la sustentabilidad de sistemas complejos.

En los análisis multiescalares, la participación de los actores sociales es indispensable en el proceso de derivación de indicadores. Se deben crear los espacios de participación donde se expongan y discutan las percepciones que ellos tienen sobre los SMRN, las escalas de análisis y sus fortalezas y debilidades con respecto a los atributos de sustentabilidad. A partir de este proceso participativo, se debe seleccionar un conjunto manejable de indicadores (entre 5 y 15) para cada escala de análisis. La estructura operativa del marco MESMIS permite aterrizar los atributos básicos de los sistemas sustentables en un conjunto de indicadores estratégicos a partir de la identificación de puntos críticos y criterios de diagnóstico⁴.

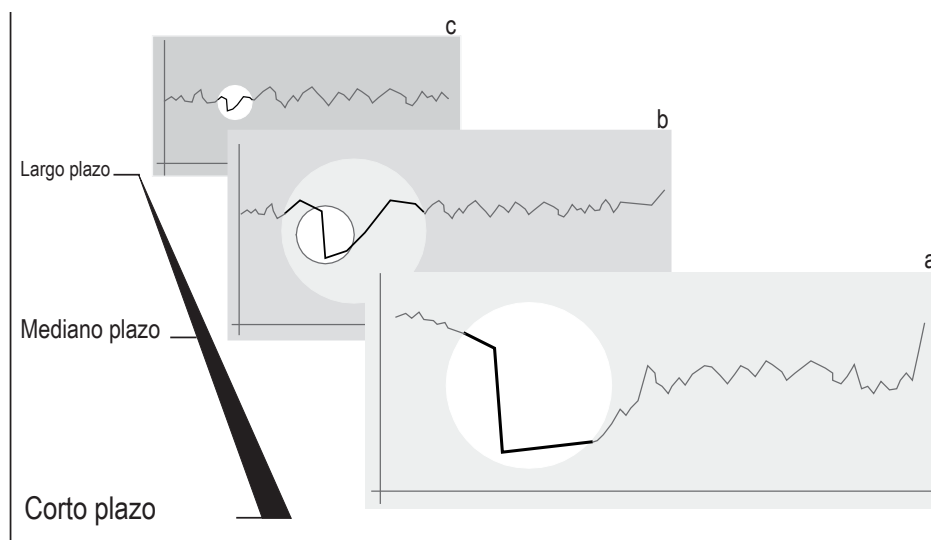
² Véase López Ridaura *et al.* (2005a) y los capítulos 2 y 5 de este libro para una discusión más detallada sobre el tema.

³ Estas cinco propiedades de los SMRN pueden examinarse desde cualquier disciplina (p. ej., analizar la productividad, la estabilidad, la confiabilidad, la resiliencia y la adaptabilidad biofísicas o socioeconómicas); desde cualquier escala de análisis (p. ej., analizarlas a escala local, como en una parcela o un hato ganadero, o continental), y a diferentes escalas temporales (p. ej., a corto, mediano o largo plazo).

En las evaluaciones de sustentabilidad, la equidad es considerada como un aspecto de la productividad y la estabilidad social de los SMRN, y la autogestión es considerada como un mecanismo para responder ante perturbaciones en el ambiente donde éstos se desarrollan. En el marco MESMIS, sin embargo, se ha optado por hacer explícitos estos atributos, pues son muy importantes y se tiende a excluirlos.

⁴ Los capítulos 4 y 5 de este volumen, así como Morse *et al.* (2000), presentan diferentes herramientas participativas utilizadas en la evaluación de sustentabilidad en general.

FIGURA 2. LA MAGNITUD, LA PERIODICIDAD Y LA DURABILIDAD DE LAS DIFERENTES PERTURBACIONES EN EL FUNCIONAMIENTO DE LOS SMRN ESTÁN DEFINIDAS POR LA ESCALA TEMPORAL DEL ANÁLISIS, Y POR TANTO TAMBIÉN LA DEFINICIÓN DE CONFIABILIDAD, RESILIENCIA Y ADAPTABILIDAD



El objetivo final de este ejercicio es la representación explícita de los objetivos y las percepciones de los diferentes actores con respecto a la sustentabilidad de los SMRN. Por lo tanto, los indicadores deben ser útiles para la discusión y la decisión sobre qué alternativas o conjunto de alternativas se deberían implementar y cuáles son los aspectos que requieren mayor desarrollo en el diseño de SMRN más sustentables.

Cuantificación de indicadores

Colectar y agregar información para la valoración⁵ de indicadores y su integración en la evaluación de sustentabilidad es un tema que ha atraído la atención de centros de investigación, gobiernos y agencias u organizaciones no gubernamentales. Hoy en día, se utiliza un gran número de fuentes de información para la evaluación de sustentabilidad (p. ej., encuestas, entrevistas, estadísticas, mediciones en campo, modelos, conocimiento experto) y, comúnmente, una mezcla de fuentes de información y herramientas de análisis son utilizadas en estudios de caso específicos, según los recursos económicos, de tiempo y de conocimiento disponibles para realizar la evaluación. El capítulo 5 de este libro profundiza en el uso y la valoración de indicadores en la evaluación de sustentabilidad; asimismo, en la literatura existe una importante gama de trabajos relacionados con el uso de indicadores para la evaluación de sustentabilidad para diferentes disciplinas y a diferentes escalas de análisis (Bossel, 1999; Lefroy *et al.*, 2000; Legg y Parris, 2007).

En la evaluación multiescalar, la valoración de los indicadores es un reto metodológico importante, ya que implica la generación o la captura de información accesible y relevante a diferentes escalas, su agregación o desagregación para valorar los indicadores derivados a diferentes escalas, y su integración para identificar las relaciones entre estos indicadores. El desarrollo de modelos de análisis cuantitativo de sistemas ha resultado sobresaliente para superar este reto, ya que éstos permiten formalizar la información y el conocimiento que se tienen sobre los procesos que rigen los SMRN a diferentes escalas de análisis, y también generar escenarios para valorar el efecto de diferentes alternativas sobre los indicadores seleccionados a diferentes escalas.

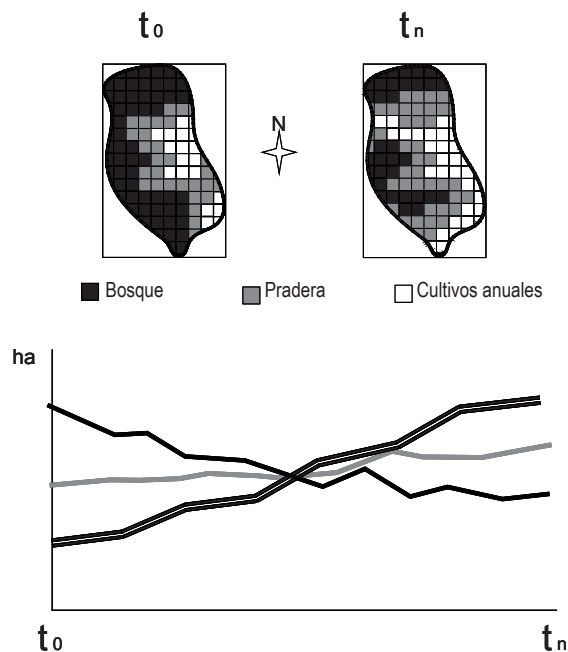
Uno de los avances más importantes en el desarrollo de modelos para la cuantificación de indicadores en la evaluación multiescalar de la sustentabilidad de los SMRN se ha dado en el terreno de la geoestadística aplicada a los modelos de cambio de uso del suelo (p. ej., Koning, *et al.*, 1998; Winograd *et al.*, 2000). Basados en regresiones múltiples, estos modelos permiten identificar las determinantes biofísicas (p. ej., tipo de suelo, topografía, clima) y socioeconómicas (p. ej., acceso a vías de comunicación, distancia a centros urbanos y mercados, densidad pobla-

⁵ Por valoración entendemos el otorgamiento de un valor a los diferentes indicadores, ya sea cuantitativo o cualitativo.

cional) que resultan más importantes para diferentes usos del suelo. Estos modelos han sido desarrollados para la cuantificación de indicadores a escala regional, nacional o subcontinental, mediante la formulación de una gran variedad de escenarios basados, por ejemplo, en expectativas de crecimiento económico, delimitación de áreas naturales protegidas, cambios de políticas de mercados u ocurrencias de catástrofes naturales. Para una descripción más detallada de este tipo de modelos y sus aplicaciones a estudios de caso, el lector puede dirigirse a Kok y Veldkamp (2000), Winograd *et al.* (2000), Kok (2001), Farrow y Winograd (2001), Kok y Winograd (2002).

Estos modelos han mostrado un gran potencial para el desarrollo de políticas o programas de desarrollo con respecto a los SMRN. Una de sus grandes ventajas es que son espacial y temporalmente explícitos, lo que permite un análisis de indicadores a diferentes escalas y la visualización de dónde y cuándo son probables los cambios en el uso del suelo (figura 3). Sin embargo, entre las principales críticas que suscitan está la necesidad de bases de datos confiables y armonizadas que rara vez se encuentran disponibles⁶, y que no permiten capturar la complejidad de decisiones con respecto al uso del suelo que se dan a la escala de la finca, la familia campesina o la unidad productiva, aunque son las determinantes en este nivel las que juegan un papel central en la decisión sobre el uso del suelo (Overmars y Verburg, 2006).

FIGURA 3. TIPO DE RESULTADOS OBTENIDOS EN EL USO DE MODELOS GEOESTADÍSTICOS PARA LA EVALUACIÓN DE SUSTENTABILIDAD Y EL CAMBIO EN EL USO DEL SUELO



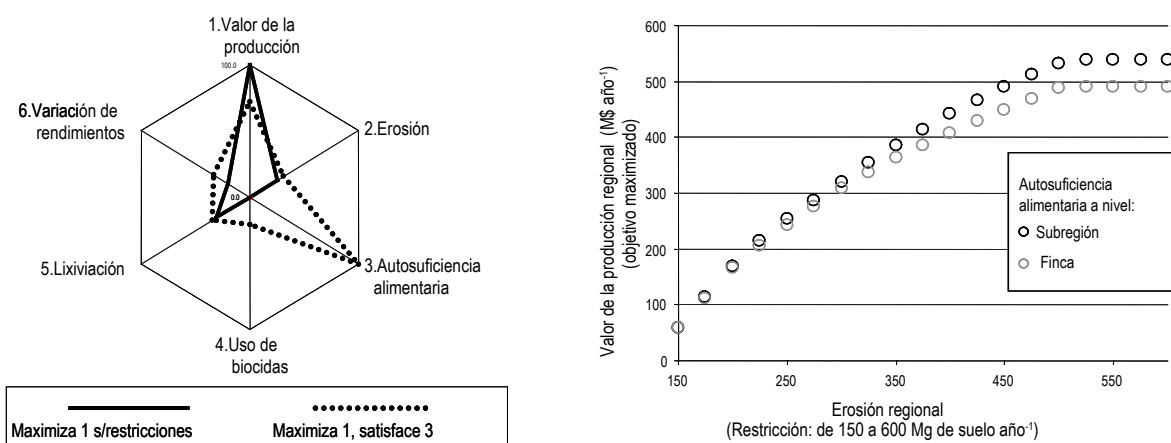
Un segundo enfoque para la cuantificación de indicadores en la evaluación multiescalar se basa en los modelos desarrollados en el contexto de la planificación del uso del suelo (de Wit *et al.*, 1988; van Keulen, 1990; Stomph *et al.*, 1994; van Ittersum *et al.*, 1998 y 2004; van Keulen *et al.*, 1998; Roetter *et al.*, 2004). Estos modelos utilizan técnicas de programación matemática (optimización) para explorar diferentes opciones de manejo de los recursos naturales basadas en la formulación de escenarios a partir de los objetivos explícitos de los diferentes actores y las restricciones en la disponibilidad de recursos. Estos modelos han sido aplicados en la cuantificación de indicadores a todas las escalas de análisis, desde la parcela hasta el continente, incluidas la finca, la región y las naciones, así como en estudios multiescales (van Ittersum *et al.*, 1998; López-Ridaura *et al.*, 2005b). En estos modelos, las diferentes opciones de manejo de recursos naturales (o actividades de uso del suelo) son determinadas por las condiciones biofísicas (p. ej., tipos de suelo, topografía, clima) y las tecnologías empleadas (p. ej., tipos de cultivo o animal,

⁶ Sin embargo, como dicen Farrow y Winograd (2001), este tipo de modelos muestra a las diferentes instituciones lo que se puede hacer con sus datos y fomentan a una reflexión sobre la información necesaria para responder a sus objetivos de planificación.

régimen de fertilización-alimentación, manejo de suelos) y descritas cuantitativamente por sus coeficientes técnicos, es decir los insumos y los productos (deseados y no deseados). Comúnmente los coeficientes técnicos son calculados a partir de modelos dinámicos —por ejemplo, de crecimiento de cultivos y animales o descomposición de materia orgánica en el suelo— en conjunto con otros tipos de información (p. ej., experimentos, estadísticas, conocimiento experto), y alimentan un modelo de programación lineal de objetivos múltiples para delimitar la ventana de oportunidades para un manejo más sustentable de los recursos naturales. La sección dos de este artículo ilustra la aplicación de este tipo de modelos para una evaluación multiescalar.

Una de las ventajas más importantes de estos modelos es que permiten incorporar en el análisis alternativas de manejo de recursos naturales no practicadas comúnmente o que están en fase de diseño, y explorar su potencial para fortalecer la sustentabilidad de los SMRN, además de transparentar el dialogo entre diferentes actores a partir de la identificación de objetivos en conflicto y el compromiso (*trade-offs*) entre ellos (figura 4). Las críticas más importantes hacia este tipo de modelos son que: a) no incorporan las relaciones no-lineales en el funcionamiento de los SMRN⁷; b) no tienen capacidad predictiva, y c) no pueden ser validados, ya que son modelos exploratorios donde sólo se considera el potencial biofísico asumiendo que las restricciones socioeconómicas para la sustentabilidad pueden ser modificadas.

FIGURA 4. TIPO DE RESULTADOS QUE SE OBTIENEN A PARTIR DE LOS MODELOS DE PROGRAMACIÓN MATEMÁTICA PARA LA EVALUACIÓN MULTIESCALAR DE LA SUSTENTABILIDAD



Otros enfoques de modelización han sido utilizados en la evaluación de la sustentabilidad de los SMRN, ya sea para la cuantificación, la agregación o la integración de indicadores. Los modelos de simulación dinámica describen, a partir de ecuaciones diferenciales, los diferentes procesos relacionados con el funcionamiento de los SMRN. Comúnmente son desarrollados para la simulación de procesos específicos (como la evapotranspiración, el crecimiento de cultivos, el desplazamiento de partículas del suelo, la descomposición de materia orgánica), y sus resultados son normalmente utilizados para la cuantificación de algunos indicadores a escala de finca o región (van Ittersum y Rabbinge, 1997; Perales *et al.*, 2000; Speelman *et al.*, 2007). También han habido esfuerzos dirigidos a desarrollar modelos de simulación dinámica para la evaluación de sustentabilidad a nivel finca (Struif-Bontjes, 1999; Wolfert, 2002), sin embargo estos modelos tienden a ser muy grandes y complicados por la gran cantidad y complejidad de fenómenos que rigen el funcionamiento de los SMRN. Los modelos multiagentes permiten simular los SMRN a partir del comportamiento de agentes interrelacionados y mostrar a diferentes escalas los efectos en el funcionamiento de los SMRN de esas interrelaciones y de diferentes alternativas de manejo. Este tipo de modelos tiene un gran potencial, porque permiten simular las propiedades emergentes de los sistemas complejos; no obstante, hasta ahora se han desarrollado para crear símiles muy simples de sistemas complejos y no han podido capturar la gran cantidad de procesos determinantes de la sustentabilidad de los SMRN y relevantes para diferentes actores que

⁷ En la optimización también se pueden utilizar rutinas o algoritmos (*solvers*) no-lineales, sin embargo el resultado que ofrecen es difícil de rastrear y por tanto no son necesariamente buenos para la discusión.

operan a diferentes escalas de análisis. Para una descripción detallada de los avances de los modelos multiagentes para el análisis de los SMRN, el lector puede referirse a Bousquet *et al.* (2001), Janssen (2002), y Bousquet y Le Page (2004), entre otros. Basados en lógica de juegos, estos modelos han sido utilizados para guiar la discusión entre diferentes actores sobre la sustentabilidad de los SMRN, y constituyen una herramienta de modelización prometedora al estimular el proceso participativo en la evaluación de SMRN (Boissau *et al.*, 2004, Guyot y Honiden, 2006).

Actualmente se desarrollan diferentes proyectos con el objetivo central de analizar las consecuencias y las posibilidades de diferentes tipos de agregación de información y cuantificación de indicadores a diferentes escalas de análisis, y en la combinación o secuenciación de diferentes técnicas de modelización para la evaluación y el análisis multiescalar de los SMRN (Ewert *et al.*, 2006; Zermoglio *et al.*, 2005; Quiroz *et al.*, 2001) y, sin duda, en los próximos años éstos presentarán un importante avance.

2. UNA ADAPTACIÓN DEL MESMIS PARA MÚLTIPLES ESCALAS DE MANEJO

El MESMIS —como se expuso en el capítulo 1 de este libro— es un marco metodológico desarrollado para su inserción en los procesos de diseño y evaluación de alternativas y toma de decisiones para el manejo más sustentable de recursos naturales. El MESMIS aporta las bases teóricas y las directrices operativas para la derivación de indicadores específicos relevantes en una evaluación comparativa de alternativas, y la cuantificación e integración de dichos indicadores para un análisis integral de sus ventajas y desventajas en relación con la sustentabilidad del manejo de recursos naturales.

El MESMIS y sus aplicaciones en estudios de caso se han concentrado en el ámbito local, evaluando alternativas de manejo exclusivamente a nivel subsistema productivo (p. ej., agrícola, pecuario, forestal), finca o unidad de producción familiar o, en menos casos, alternativas de manejo a nivel comunidad. De hecho, el MESMIS se ha consolidado como un marco robusto y a la vez flexible, que puede ser utilizado para la evaluación de la sustentabilidad a diferentes escalas. Sin embargo, tanto en el desarrollo metodológico como en las aplicaciones del MESMIS en estudios de caso, se ha resaltado la necesidad de articular diferentes escalas de análisis; es decir, realizar una evaluación que incluya dos o más escalas de manera articulada, y en la cual son evaluadas simultáneamente las ventajas y las desventajas de diferentes alternativas diseñadas para diversas escalas.

En esta sección, se presenta una adaptación del marco MESMIS para la evaluación multiescalar, con especial énfasis en la utilización de modelos de programación matemática para la cuantificación y la integración de indicadores, y para el análisis de los *trade-offs* o contraprestaciones.

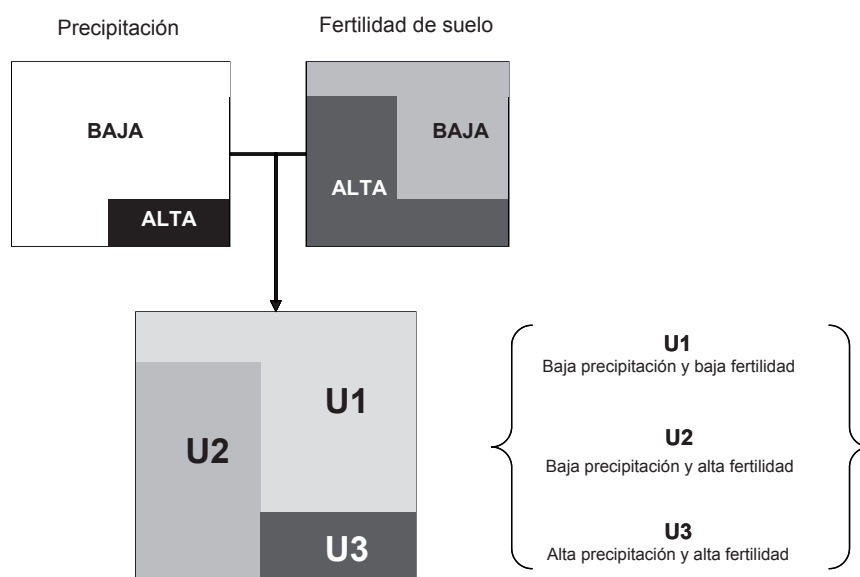
La derivación de indicadores en la evaluación multiescalar

Realizar una evaluación multiescalar requiere hacer una serie de adaptaciones y acciones adicionales para derivar conjuntos de indicadores que representen los objetivos y las preocupaciones de actores sociales ubicados en diferentes escalas espaciales.

En el primer paso del marco MESMIS, se describe el contexto en el que se desarrolla el manejo de recursos naturales, detallando sus principales determinantes biofísicas y socioeconómicas, y se caracterizan los SMRN a evaluar. Para la evaluación multiescalar, específicamente en esta fase es importante delimitar el mayor nivel o escala de análisis (p. ej., el continente, la región supranacional, la nación, la región, la subregión, la unidad administrativa, la comunidad) para establecer el universo de estudio. Asimismo, en esta fase es importante indicar cómo se han definido las diferentes escalas de análisis y sus características más importantes en estudios previos en la zona. Por ejemplo, a escala regional y escala subregional, la definición de las subregiones puede estar dada por *a)* unidades de paisaje con características distintivas en sus determinantes biofísicas; *b)* subregiones socioeconómicas en relación con el acceso a mercados, características étnico-culturales o grado de desarrollo en infraestructura.

La figura 5 muestra, de manera esquemática, la definición de unidades de paisaje con respecto al nivel de precipitación pluvial y fertilidad de suelo; tres unidades de paisaje pueden ser definidas, cada una de ellas caracterizada por una combinación específica de estas dos determinantes para el manejo de recurso naturales. Naturalmente, es posible una nueva combinación de determinantes biofísicas y socioeconómicas; por ejemplo, si se cambia la precipitación por la distancia a centros urbanos o mercados en la figura 6, que aparece más abajo.

FIGURA 5. DEFINICIÓN DE UNIDADES DE PAISAJE PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS SMRN



Para una contextualización completa de los SMRN, en esta etapa de la evaluación es importante presentar un recuento de las tipologías existentes de las unidades de producción en la zona, basadas en las unidades de paisaje donde se presentan su disponibilidad de recursos, su pertenencia a organizaciones o sus estrategias de manejo.

Para una evaluación multiescalar es importante, en este paso, hacer un análisis de los diferentes actores locales relacionados con el manejo de recursos naturales y definir las escalas de análisis con respecto a ellos. Operativamente, es necesario revisar reportes preparados por los diferentes actores para observar la escala a la que han sido elaborados, así como realizar entrevistas con cada actor o talleres con varios actores para discutir y definir las escalas. La información se puede ordenar y presentar en una matriz que incluya a los diferentes actores y sus escalas de influencia, es decir las escalas en las que cada uno tiene capacidad de intervenir en las estrategias de manejo de recursos naturales, o bien aquéllas en las que quisieran evaluar el efecto de las alternativas consideradas respecto de la sustentabilidad de los SMRN (cuadro 1).

CUADRO 1. DEFINICIÓN DE ESCALAS DE INFLUENCIA PARA LOS DIFERENTES ACTORES EN UNA MISMA REGIÓN

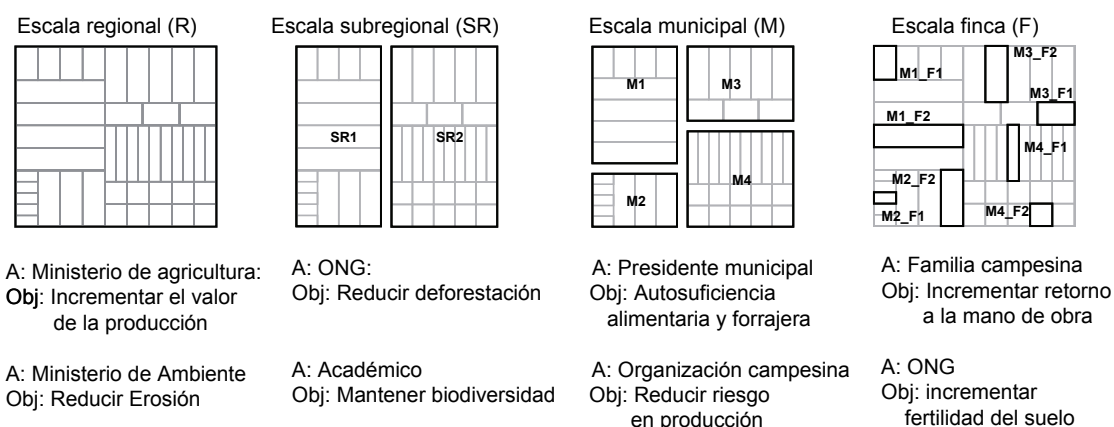
		Escala				
		Finca	Comunidad	Municipio	Distrito de desarrollo	Región
Actores	Familia campesina	■	■			
	Asamblea campesina	■	■			
	Presidencia municipal			■		■
	Ministerio de Agricultura			■	■	■
	Ministerio de Medio Ambiente		■	■	■	■
	ONG	■	■	■	■	■
	Institutos de investigación	■	■	■	■	■

■ = mayor influencia; ■ = menor influencia.

En cuanto a los pasos 2 y 3 de MESMIS —es decir la identificación de los puntos críticos para la sustentabilidad de los SMRN—, es importante realizar entrevistas o talleres con los diferentes actores, en donde se discutan los principios básicos de los SMRN, se expongan ejemplos a diferentes escalas, y se haga un análisis participativo para

identificar las fortalezas y las debilidades a diferentes escalas de análisis, así como los objetivos y las prioridades de cada actor. Por ejemplo, en la figura 6 se muestran de manera esquemática los objetivos de diferentes actores que coexisten en una misma región, pero se ubican en diferentes escalas de análisis.

FIGURA 6. DIFERENTES ACTORES OPERAN A DISTINTAS ESCALAS, CADA UNO CON SUS OBJETIVOS ESPECÍFICOS EN RELACIÓN CON LA SUSTENTABILIDAD DE LOS SMRN



Cuando ya se han identificado los puntos críticos en las diferentes escalas de interés, se puede elaborar una lista de los posibles criterios de diagnóstico y los indicadores que mejor los reflejen. Después, mediante entrevistas o talleres, se puede seleccionar un grupo coherente y robusto, aunque no necesariamente exhaustivo, de indicadores para cada una de las escalas. La selección de un indicador dependerá en gran medida de qué tan fielmente ven reflejados los diferentes actores sus objetivos en ese indicador, qué tanto puede ser utilizado en el proceso de toma de decisiones, y qué información y medios se encuentran disponibles para su valoración. Por ejemplo, el cuadro 2 presenta el conjunto de indicadores seleccionados para la finca y la región en una evaluación multiescalar llevada a cabo en la región de Koutiala, Sur de Mali (López-Ridaura, 2005a).

CUADRO 2. INDICADORES A ESCALA DE FINCA Y REGIÓN UTILIZADOS EN LA EVALUACIÓN MULTIESCALAR EN KOUTIALA, MALI

Atributo	Indicadores	
	Finca o unidad familiar	Región
Productividad	Margen Bruto (MB) Retorno a la mano de obra Beneficio/Costo Autosuficiencia Alimentaria (AA)	Valor de la producción agrícola (VPA) Generación de empleo Producción de granos Autosuficiencia Alimentaria (AA)
Estabilidad	Balance de nutrientes y carbono Gradientes de nutrientes y materia orgánica Pérdidas de suelo Perdidas por plagas y enfermedades	Sobrepastoreo en tierras comunales Deforestación de tierras comunales Pérdidas de suelo Asolvamiento de cuerpos de agua Cantidad y toxicidad de biocidas Equidad en la distribución de recursos
Confiabilidad, resiliencia y adaptabilidad	Variabilidad del MB con variación pluvial Variabilidad del MB con variación de precios Diversidad de cultivos MB en años de sequía AA en años de sequía MB con bajos precios de productos Costos monetarios para la producción agrícola Dependencia de insumos externos	Variabilidad del VPA con variación pluvial Variabilidad del VPA con variación de precios Diversidad de actividades agrícolas VPA en años de sequía AA en años de sequía Subsidios destinados a la producción agrícola Número de participantes en organizaciones campesinas Mecanismos de regulación de acceso a los recursos

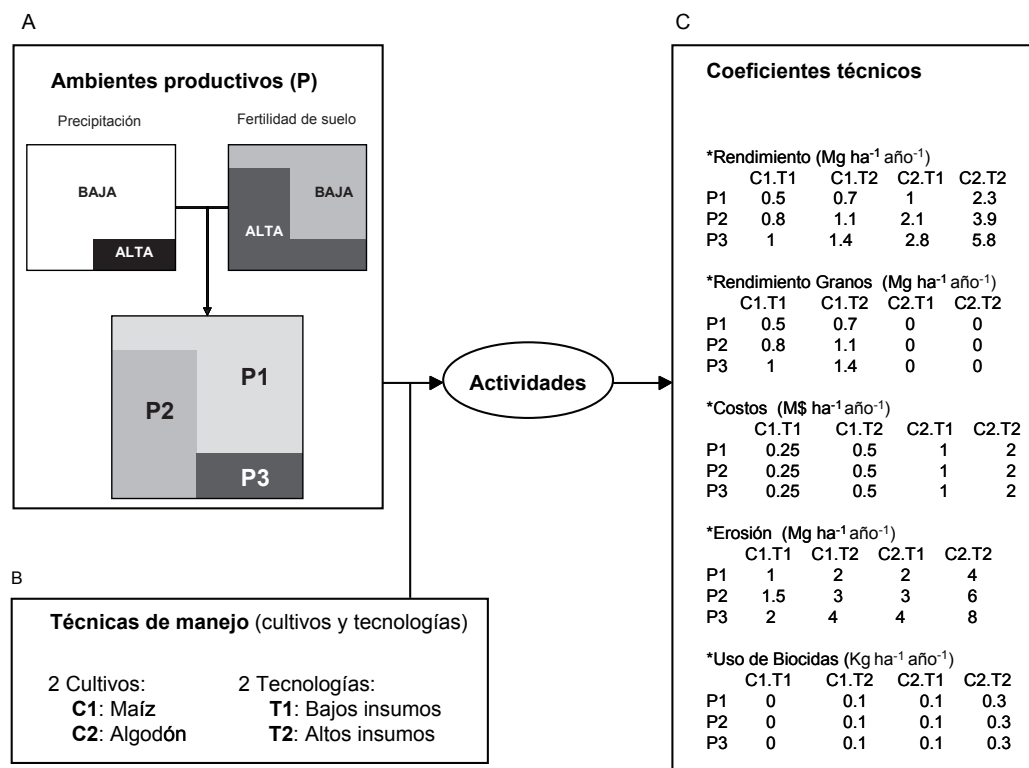
La definición de escalas de evaluación, la identificación de puntos críticos y la selección de indicadores debe hacerse mediante técnicas participativas e idealmente se debe dar en dos tiempos: un primer encuentro individual con los diferentes actores, donde ellos expongan sus percepciones respecto de la escala de análisis, los aspectos más relevantes para la sustentabilidad de los SMRN y los posibles indicadores, y un segundo encuentro que reúna a varios actores para presentar los objetivos y las prioridades de cada uno de ellos, y donde se discuten los indicadores seleccionados para cada escala de análisis. De esta manera, los actores podrán esclarecer los aspectos más importantes en los que pueden existir conflictos de intereses entre ellos, así como los puntos de acuerdo y las posibles sinergias.

Cuantificación e integración de indicadores en la evaluación multiescalar

Para una evaluación multiescalar, donde las ventajas o las desventajas de las diferentes alternativas de manejo se tienen que reflejar en los indicadores de las distintas escalas de análisis, la medición directa de todos los indicadores puede resultar costosa e impráctica. Por ello, los modelos de simulación pueden ser una herramienta de mucha utilidad, ya que con éstos podemos abstraer y entender el desempeño de diferentes alternativas —incluso cientos de ellas— en diferentes unidades de paisaje, y conocer el efecto de las determinantes biofísicas (*i. e.*, diferentes tipo de suelo o pendiente) o socioeconómicas (*i. e.*, diferente nivel de infraestructura o cercanía a centros de comercialización y consumo) sobre los diferentes indicadores.

Una herramienta que ha ganado popularidad para la cuantificación de indicadores es la generación de coeficientes técnicos (Hengsdijk *et al.*, 1998). Los coeficientes técnicos permiten describir cuantitativamente el desempeño de un gran número de alternativas en diferentes unidades de paisaje (figura 7). Por ejemplo, a través de modelos de simulación, Cittadini *et al.* (2006) describen 1,080 actividades frutícolas en el sur de la Patagonia en tres tipos de ambientes edáficos diferenciados por la profundidad del manto freático y la capacidad de retención hídrica, y bajo diferentes formas de manejo (tres diferentes técnicas de poda, dos de irrigación y tres de control de heladas). Estas actividades son descritas cuantitativamente en términos de rendimiento, margen bruto, costos de producción, uso de biocidas, uso de fertilizantes y requerimientos de mano de obra, entre otros. Por otro lado, Dogliotti (2004) generó coeficientes técnicos para más de 300,000 rotaciones para tres tipos de suelo en Uruguay, que incluyen 13 cultivos hortícolas, 4 actividades intercultivo y diferentes técnicas de manejo, entre otras variantes.

FIGURA 7. GENERACIÓN DE COEFICIENTES TÉCNICOS



Una importante ventaja de estos generadores de coeficientes técnicos es que permiten la agregación de la información para diferentes escalas de análisis. Por ejemplo, si una finca (o un tipo de finca) tiene un conjunto de recursos con características específicas, como x hectáreas en un tipo particular de suelo y y de otro tipo de suelo, es posible cuantificar algunas de sus propiedades como la inversión total necesaria, los requerimientos de mano de obra, los rendimientos de los cultivos y su rentabilidad, el uso de insecticidas, o las pérdidas de nutrientes y suelo, entre otros. Asimismo, para una comunidad o una región con un número específico de fincas, tierras comunales, tipos de suelo y coberturas bien caracterizadas, es posible predecir los valores para distintos indicadores (p. ej., erosión, uso de biocidas, diversidad de cultivos, entre otros) a partir de la agregación de los coeficientes técnicos derivados de modelos de simulación.

Una vez que las diferentes actividades de manejo de recursos naturales —tanto las comúnmente practicadas en la unidad de referencia, como las alternativas propuestas— han sido descritas de manera cuantitativa o cualitativa, en términos de su contribución al valor de los diferentes indicadores (coeficientes técnicos), es necesario agregar esta información para cada escala de análisis, y hacer una evaluación integral de los SMRN que describa los *trade-offs* entre indicadores a diferentes escalas. Existen diferentes técnicas de agregación e integración de indicadores desarrolladas a partir de modelos de programación matemática lineal y no-lineal. Básicamente estos modelos de programación de objetivos múltiples toman la siguiente forma.

$$\begin{aligned} & \text{Max/Min FO} \\ & \text{FO} = Ax + Ay \\ & Bx + By \geq C \\ & x \geq 0 \\ & y \geq 0 \end{aligned}$$

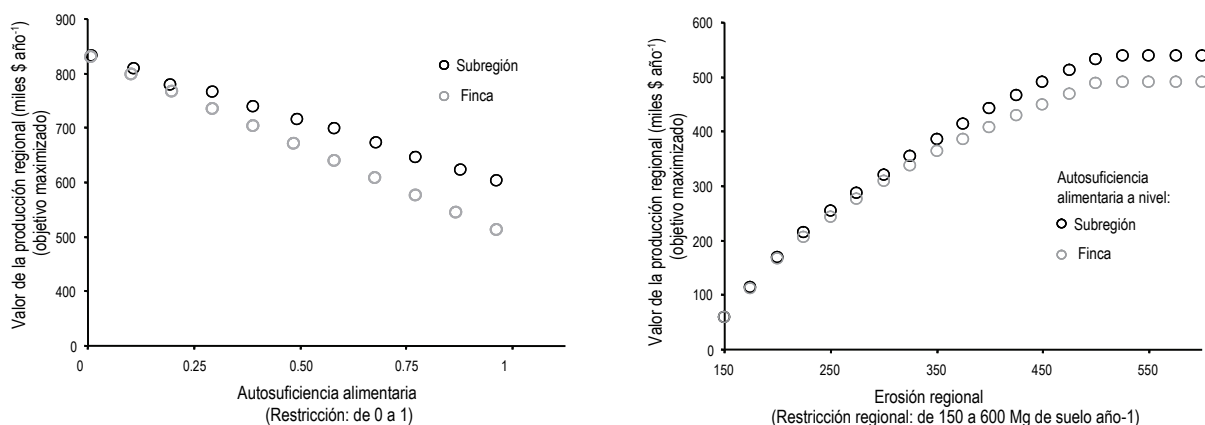
Donde la Función Objetivo (FO) representa un indicador que se quiere maximizar o minimizar (p. ej., minimizar erosión, maximizar el valor de la producción), A es el coeficiente técnico para ese objetivo en particular (p. ej., las pérdidas de suelo o el valor económico asociado a una actividad específica), y x y y son las variables utilizadas para la optimización (p. ej., número de hectáreas de una unidad de paisaje o número de unidades animales bajo un manejo específico). La minimización o maximización de la FO puede estar restringida por el valor de otro indicador, donde C es el valor mínimo o máximo aceptado para éste, y B es el coeficiente técnico que describe la contribución de cada actividad a este indicador. Una descripción detallada de este tipo de modelos se puede encontrar en López-Ridaura *et al.* (2005b).

Este tipo de modelos nos permite integrar los diferentes indicadores y analizar el efecto que tiene la minimización o maximización de un objetivo particular sobre el conjunto de indicadores utilizado. Además, a partir de relajar o endurecer el valor umbral de uno o más indicadores de restricción, es posible describir cuantitativamente los *trade-offs* entre diferentes indicadores y entre las escalas de análisis. Por ejemplo, la figura 8 muestra el *trade-off* entre indicadores comunes en la evaluación de sustentabilidad a diferentes escalas: el valor de la producción agrícola, la autosuficiencia alimentaria (a escalas finca, subregional y regional) y la erosión.

A partir del análisis integral de los indicadores seleccionados para evaluar la sustentabilidad de los SMRN a cada escala de análisis y la descripción de sus *trade-offs*, es posible transparentar el diálogo entre los diferentes actores a fin de fortalecer el proceso de diseño de alternativas, ya que sólo si se entienden las sinergias y los compromisos entre las diferentes alternativas —diseñadas o puestas en práctica a diferentes escalas—, es posible elaborar recomendaciones para mejorar la sustentabilidad de los SMRN y plantear los lineamientos para la acción colaborativa en el futuro.

Tal como el MESMIS indica en su último paso del ciclo de evaluación, es importante hacer un análisis de los aspectos metodológicos más importantes en los que se puede mejorar el proceso de evaluación en un ciclo siguiente. Por ejemplo, si en el momento de medición e integración de indicadores se identifica que la tipología utilizada de unidades de producción familiar o comunidades no brinda elementos suficientes para destacar las diferencias o el efecto de las alternativas evaluadas, entonces es necesario desarrollar recomendaciones y sugerencias para la elaboración de una nueva tipología. Asimismo, si a partir de modelos de simulación se obtienen coeficientes técnicos que difieren de manera importante con mediciones directas hechas en la zona, será necesario parametrizar estos modelos para que se apeguen lo más posible a la realidad.

FIGURA 8. TRADE-OFF'S ENTRE INDICADORES A DIFERENTES ESCALAS DE ANÁLISIS



3. CONCLUSIONES

El funcionamiento de los SMRN está determinado por una compleja red de procesos sociales, económicos y ambientales que se desarrollan en diferentes escalas espaciales y temporales. Asimismo, distintos actores —según sus objetivos y mandatos a diferentes escalas— conciben la sustentabilidad de los SMRN de manera diferente y diseñan alternativas de manejo acordes con ello. Por lo tanto, la evaluación multiescalar es un ejercicio indispensable para el diseño de alternativas dirigidas a fortalecer la sustentabilidad de los SMRN e implementarlas a diferentes escalas. Estos esfuerzos deben estar basados en un marco teórico robusto y una estructura operativa que permita el análisis participativo e integral de diferentes alternativas de manejo, y que ayude en el proceso de toma de decisiones a partir de la derivación de indicadores específicos y su valoración haciendo explícitas las ventajas y las desventajas de las alternativas de manejo.

Para la evaluación multiescalar de la sustentabilidad de los SMRN, se debe seleccionar un conjunto manejable de indicadores (entre 5 y 15), relevante para los diferentes actores que operan en las diferentes escalas de análisis consideradas. Un enfoque de sistemas permite identificar propiedades básicas de la sustentabilidad de los SMRN, independientemente de la escala a la que se trabaje.

La cuantificación de indicadores en la evaluación multiescalar debe facilitar el proceso de toma de decisiones y la discusión informada entre diferentes actores sobre el posible efecto de diferentes alternativas o conjuntos de ellas. El uso de modelos cuantitativos para el análisis de sistemas permite la formalización de la información y el conocimiento sobre los procesos que rigen la dinámica de los SMRN. Existen diferentes enfoques de modelización, cada uno con sus fortalezas y limitaciones; la elección de una herramienta o conjunto de herramientas específicas de modelización dependerá de las capacidades técnicas, económicas y de tiempo disponibles para realizar la evaluación; pero estas herramientas deben, como regla principal, ser simples y transparentes.

En general, como indican Giampietro *et al.* (2006), la evaluación multiescalar de la sustentabilidad debe facilitar la negociación entre diferentes actores mediante la clarificación de la naturaleza y las consecuencias de los posibles *trade-off's* entre criterios de calidad no-equivalentes y ante la incertidumbre de nuestras predicciones. La evaluación multiescalar de la sustentabilidad debe entonces convenirse como un proceso de aprendizaje continuo en donde los indicadores seleccionados y las técnicas utilizadas para su cuantificación son ajustados progresivamente como resultado de un ejercicio participativo y transparente.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, T. F. H. y T. B. Starr. 1982. *Hierarchy: Perspectives in Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago/Londres.
- Andreoli, M., y V. Tellarini. 2000. "Farm Sustainability Evaluation: Methodology and Practice". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77: 43-52.
- Bakkes, J. A., G. J. van den Born, J. C. Helder, R. J. Swart, C. W. Hope, y J. D. E. Parker. 1994. *An Overview of Environmental Indicators: State of the Art and Perspectives*. UNEP/RIVM, Nairobi, Kenia.
- Barrera-Roldán, A. y Saldívar-Valdés, A. 2002. "Proposal and Application of a Sustainable Development Index". *Ecological Indicators*, 2, 251-256
- Bazzani G. M. 2005. "A Decision Support for an Integrated Multiscale Analysis of Irrigation: DSIRR". *Journal of Environmental Management*, 77: 301-314.
- Bell, S. y S. Morse. 1999. *Sustainability Indicators: Measuring the Immeasurable*. Earthscan, Londres.
- Bell, S. y S. Morse. 2003. *Measuring Sustainability: Learning from Doing*. Earthscan, Londres.
- Bell, S. y S. Morse. 2004. "Experiences with Sustainability Indicators and Stakeholder Participation: A Case Study Relating to a 'Blue Plan' Project in Malta". *Sustainable Development*, 12(1): 1-14.
- Bockstaller, C., Girardin, P. y van der Werf, H. M. G. 1997. "Use of Agroecological Indicators for the Evaluation of Farming Systems". *European Journal of Agronomy*, 7: 261-270.
- Boissau S., L. A. Hoang y J. C. Castella. 2004. "The SAMBA Role Play Game in Northern Vietnam: An Innovative Approach to Participatory Natural Resource Management". *Mountain Research and Development*, 24(2): 101-5.
- Bossel, H. 1999. *Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications*. International Institute for Sustainable Development (IISD), Canadá.
- Bouma, J. 2002. "Land Quality Indicators of Sustainable Land Management Across Scales". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 129-136.
- Bouman, B. A. M., H. G. P. Jansen, R. A. Schipper, H. Hengsdijk y A. Nieuwenhuys (eds.). 2000. *Tools for Land Use Analysis on Different Scales. With Case Studies for Costa Rica*. System Approaches for Sustainable Agricultural Development, vol. 8, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.
- Bousquet, F., R. Lifran, M. Tidball, S. Thoyer y M. Antona. 2001. "Agent-based Modelling, Game Theory And Natural Resource Management Issues". *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 4(2).
- Bousquet, F. y C. Le Page. 2004. "Multiagent Simulations and Ecosystem Management: A Review". *Ecological Modelling*, 176 (3-4): 313-332.
- Cash, D. W., W. Adger, F. Berkes, P. Garden, L. Lebel, P. Olsson, L. Pritchard y O. Young. 2006. "Scale and Cross-scale Dynamics: Governance and Information in a Multilevel World". *Ecology and Society*, 11(2): 8. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art8/>.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2000. *Evaluación de la sostenibilidad en América Latina y el Caribe*. División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos. <http://www.eclac.cl/esalc/>.
- Checkland, P. 1981. *Systems Thinking, Systems Practice*. John Wiley, Chichester, Reino Unido.
- CIFOR (Center for International Forestry Research). 1999. *The Criteria and Indicators Toolbox Series*. CIFOR, Yakarta.
- Cittadini, E. D., H. van Keulen y P. L. Peri. 2006. "FRUTPAT: A Tool to Quantify Inputs and Outputs of Patagonian Fruit Production Systems". *Acta Horticulturae*, 707: 223-230.
- Clayton, M. H. N. y N. J. Radcliffe. 1996. *Sustainability: A Systems Approach*. Earthscan, Londres.
- Conway, G. 1994. "Sustainability in Agricultural Development: Trade-off's Between Productivity, Stability and Equitability". *Journal for Farming Systems and Research-Extensions*, 4: 1-14.
- Cui Y. J, L. Hens, Y. G. Zhu y J. Z. Zhao. 2004. "Environmental Sustainability Index of Shandong Province, China". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 11: 227-233.
- De Wit, C. T., H. van Keulen, N. G. Seligman e I. Spharim. 1988. "Application of Interactive Multiple Goal Linear Programming Techniques for Analysis and Planning of Regional Agricultural Development". *Agricultural Systems*, 26: 211-230.

- Dogliotti, S., W. A. H. Rossing y M. K. van Ittersum. 2004. "Systematic Design and Evaluation of Crop Rotations Enhancing Soil Conservation, Soil Fertility and Farm Income: A Case Study for Vegetable Farms in South Uruguay". *Agricultural Systems*, 80: 277-302.
- Dumanski, J., W. W. Pettapiece y R. J. McGregor. 1998. "Relevance of Scale Dependent Approaches for Integrating Biophysical and Socioeconomic Information of Agroecological Indicators". *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 50: 13-22.
- Easty *et al.* 2005. *Environmental Sustainability Index (ESI)*. Benchmarking National Environmental Stewardship. Yale Center for Environmental Law and Policy-Center for International Earth Science Information Network of Columbia University. <http://sedac.ciesin.columbia.edu/es/esi/>.
- Ewert, F., H. van Keulen H., M. K. van Ittersum., K. E. Giller, P. A. Leffelaar y R. P. Roetter. 2006. "Multiscale Analysis and Modelling of Natural Resource Management". En Voinov, A., Jakeman, A., Rizzoli, A. (eds). *Proceedings of the iEMSs Third Biannual Meeting "Summit on Environmental Modelling and Software"*. International Environmental Modelling and Software Society, Burlington, Esrados Unidos de América, 9-12 de julio. <http://www.seamless-ip.org/Publications.htm/>.
- Farrow A., y M. Winograd. 2001. "Land Use Modeling at the Regional Scale: An Input to Rural Sustainability Indicators for Central America". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85: 249-268.
- Fresco, L. O., y S. B. Kroonenberg. 1992. "Time and Spatial Scales In Ecological Sustainability". *Land Use Policy*, 9: 155-168.
- Fresco, L. O. y E. Westphal. 1988. "A Hierarchical Classification of Farm Systems". *Expl. Agric.*, 24: 399-419.
- Gallopin, G. 2003. *Sostenibilidad y desarrollo sostenible: un enfoque sistémico*. Serie Medio Ambiente y Desarrollo núm. 64, CEPAL.
- Giampietro M. 2003. *Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems*. CRC Press, Boca Raton. Estados Unidos de América.
- Giampietro M., K. Mayumi y G. Munda. 2006. "Integrated Assessment and Energy Analysis: Quality Assurance in Multicriteria Analysis of Sustainability". *Energy*, 31: 59-86.
- González de Molina M., y C. G. I. Guzmán. 2006. *Tras los pasos de la insustentabilidad. Agricultura y medio ambiente en perspectiva histórica (Siglos XVIII-XX)*. SEAE / Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sustentable / Icaria, Barcelona, España.
- Guyot, P. y S. Honiden. 2006. "Agent-Based Participatory Simulations: Merging MultiAgent Systems and Role-Playing Games". *Journal of Artificial Societies and Social Simulati*, 9(4). <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/9/4/8.html/>.
- Hengsdijk, H., B. A. M. Bouman, A. Nieuwenhuys y H. G. P. Jansen. 1999. "Quantification of Land Use Systems Using Technical Coefficient Generators: A Case Study for the Northern Atlantic Zone of Costa Rica". *Agricultural Systems*, 61: 109-121.
- Hengsdijk, H., M. K. van Ittersum y W. A. H. Rossing. 1998. "Quantitative Analysis of Farming Systems for Policy Formulation: Development of New Tools". *Agricultural Systems*, 58: 381-394.
- Hens, L. y J. de Wit. 2003. "The Development of Indicators and Core Indicators for Sustainable Development: A State of the Art Review". *International Journal of Sustainable Development*, 6: 436-459.
- Herrera-Ulloa, A. F., A. T. Charles, S. E. Lluch-Cota, H. Ramirez-Aguirre, S. Hernandez-Vazquez y A. F. Ortega-Rubio. 2003. "A Regional-scale Sustainable Development Index: The Case of Baja California Sur, México". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 10 4: 353-360.
- Holling, C. S. 1973. "Resilience and Stability of Ecological Systems". *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 1-23.
- Holling, C. S., 1995. "Sustainability: the Cross-scale Dimension". Págs. 65-76, en Munasinghe, M., Shearer, W. (eds). *Defining and Measuring Sustainability, the Biogeophysical Foundations*. Bank for Reconstruction and Development / World Bank, Washington, D. C.
- Holling. C. S. 2001. "Uderstanding the Complexity of Economic, Ecological and Social Systems". *Ecosystems*, 4: 390-405.
- Holling, C. S. 2004. "From Complex Regions to Complex Worlds". *Ecology and Society*, 9(1): 11. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art11/>.
- Janssen, M. A. (ed.). 2002. *Complexity and Ecosystem Management. The Theory and Practice of Multiagent Systems*. Edward Elgar Publishers, Estados Unidos de América.

- Kok, K. 2001. *Scaling the Land Use System. A Modeling Approach with Case Studies for Central America*. Tesis doctoral. Wageningen University, Holanda.
- Kok K. y A. Veldkamp. 2000. "Using the CLUE Framework to Model Changes in Land Use on Multiple Scales. Págs. 35-63, en Bouman, B. A. M., H. G. P. Jansen, R. A. Schipper, H. Hengsdijk y A. Nieuwenhuyse (eds.). 2000. *Tools for Land Use Analysis on Different Scales. With Case Studies for Costa Rica*. System Approaches for Sustainable Agricultural Development, vol. 8, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.
- Kok K. y Winograd M. 2002. "Modelling Land-use Change for Central America, with Special References to the Impact of Hurricane Mitch". *Ecological Modelling*, 149: 53-69.
- Koning, G. H. J., A. Veldkamp, y L. O. Fresco. 1998. Land Use in Ecuador: A Statistical Analysis at Different Aggregation Levels. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 70: 231-247.
- Kuik, O. J. y H. Verbruggen. 1991. *In Search of Indicators of Sustainable Development*. Kluwer, Dordrecht, Holanda.
- Legg W. y K. Parris. 2007. "Farm Management and the Environment". (Editorial. Número Especial) *Journal of Environmental Management*, 82: 229-301.
- Lefroy, R. D. B., H. D. Bechstedt y M. Rais. 2000. "Indicators for Sustainable Land Management Based on Farmer Surveys in Vietnam, Indonesia and Thailand". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 81: 137-146.
- Lele, S. 1998, "Resilience, Sustainability and Environmentalism". *Environment and Development Economics*, 3: 249-254.
- López-Ridaura, S., O. Masera O. y M. Astier. 2002. "Evaluating the Sustainability of Complex Socioenvironmental Systems. The MESMIS framework". *Ecological Indicators*, 2: 135-148.
- López-Ridaura, S., H. van Keulen, M. K. van Ittersum y P. A. Leffelaar. 2005a. "Multiscale Methodological Framework to Derive Indicators for Sustainability Evaluation of Peasant NRMS". *Environment, Development and Sustainability*, 7: 51-69.
- López-Ridaura, S., H. van Keulen, M. K. van Ittersum y P. A. Leffelaar. 2005b. "Multiscale Sustainability Evaluation. Quantifying Indicators for Different Scales of Analysis and their Trade Off's Using Linear Programming." *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* (en prensa).
- López-Ridaura, S., H. van der Werf, J. M. Paillat y B. Le Bris. 2007. "Environmental Evaluation of Transfer and Treatment of Excess Pig Slurry by Life Cycle Assessment". *Journal of Environmental Management* (en prensa).
- Lutz, E., S. Pagiola y C. Reiche. 1994. "The Costs and Benefits of Soil Conservation: The Farmer's Viewpoint". *World Bank Research Observer*, 9: 273-295.
- Maass, M. 2003. "Principios generales sobre manejo de ecosistemas". En Sánchez O., Vega E. y O. Monroy (eds.). Conservación de ecosistemas templados de montaña en México, [://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=395&id_tema=3&dir=Consultas/](http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=395&id_tema=3&dir=Consultas/).
- Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/ Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Masera, O., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment Series, Island Press.
- Morse, S., N. McNamara, M. Acholo y B. Okwoli. 2000. *Visions of Sustainability. Stakeholders, Change and Indicators*. Ashgate Publishing, Reino Unido.
- Nambiar, K. K. M., A. P. Gupta, Q. L. Fu y S. Li. 2001. "Biophysical, Chemical and Socioeconomic Indicators for Assessing Agricultural Sustainability in the Chinese Coastal Zone". *Agriculture Ecosystems and Environment*, 87: 209-214.
- Noy-Meir, I. 1975. "Stability and Grazing Systems: An Application of Predator-prey Graphs". *Journal of Ecology*, 63: 459-481.
- Odum, H. T. 1994. *Ecological and General Systems. An Introduction to Systems Ecology*. University Press of Colorado, Colorado.
- OCDE (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1993. *OCDE Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews*. OCDE Environment Monographs 83. OCDE, París.
- OCDE (Organisation for Economic Co-operation and Development). 2001. *OCDE Environmental Indicators. Towards Sustainable Development*. OCDE, París.

- Overmars KP y Verburg PH. 2006. "Multilevel Modelling of Land Use from Field to Village Level in Philippines. *Agricultural Systems*, 89: 435-456.
- Perales, M. A., L. E. Fregoso, C. O. Martínez, V. Cuevas, A. Loaiza, J. E. Reyes, T. Moreno, O. Palacios y J. L. Guzmán. 2000. "Evaluación del sistema agro-silvo-pastoril del sur de Sinaloa". Págs. 143-206, en O. Masera y S. López-Ridaura (eds.). *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Perrings, C. 1998. "Resilience and Sustainability". *Environment and Development Economics*, 3: 221-222.
- Petit, J. y H. M. G. van Der Werf. 2003. "Perception of the Environmental Impacts of Current and Alternative Modes of Pig Production by Stakeholder Groups. *Journal of Environmental Management*, 68: 377-386.
- Pimm, S. L. : 1984, "The Complexity and Stability of Ecosystems". *Nature*, 307: 321-326.
- Prudencio, C. F. 1993. "Ring Management of Soils and Crops in the West Africa Semiarid Tropics: The Case of the Mosi Farming System in Burkina Faso". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 47: 237-264.
- Quiroz, R., P. Zorogastúa, C. Ibarra, A. Posadas, R. Jonschaap y C. A. León Velarde. 2001. "Multiscale Integrated Modeling System Based on Mathematical Models, Remote Sensing and GIS". *Integrated Management for Sustainable Agriculture, Forestry and Fisheries Workshop*. 28-31 de agosto, CIAT, Cali, Colombia. <http://www.ciat.cgiar.org/inrm/workshop2001/docs/titles/3-1BPaperRQuiroz.pdf>.
- Rao, N. H. y P. P. Rogers. 2006. "Assessment of Agricultural Sustainability". *Current Science*, 91(4): 439-448.
- Ravetz J. R., y S. O. Funtowicz (guest eds.). 1999. (Special Issue dedicated to Post-Normal Science) *Futures*, vol. 31.
- Rigby, D., D. Howlett y P. Woodhouse, 2000. *A Review of Indicators of Agricultural and Rural Livelihood Sustainability*. Sustainability Indicators for Natural Resource Management & Policy Series, Working Paper #1.IDPM, University of Manchester, Reino Unido.
- Rigby, D., P. Woodhouse, T. Young y M. Burton. 2001. "Constructing a Farm Level Indicator of Sustainable Agricultural Practice". *Ecological Economics*, 39: 463-478.
- Roetter, R. P, C. T. Hoanh, A. G. Laborte, H. van Keulen, M. K. van Ittersum, C. Dreiser, C. A. Van Diepen, N. De Ridder y H. H. van Laar. 2004. "Integration of Systems Network (SysNet) Tools for Regional Land Use Scenario Analysis in Asia". *Environmental Modelling and Software* (en prensa).
- Rossing, W. A. H., J. E. Jansma, F. J. de Ruijter y J. Schans. 1997. "Operationalizing Sustainability: Exploring Options for Environmentally Friendly Flower Bulb Production Systems". *European Journal of Plant Pathology*, 103: 217-234.
- Schipper R. A., B. A. M. Bouman, H. G. P. Jansen, H. Hengsdijk y A. Nieuwenhuysse. 2000. "Integrated Biophysical and Socioeconomic Analysis of Regional Land Use". Págs. 115-144, en Bouman, B. A. M., H. G. P. Jansen, R. A. Schipper, H. Hengsdijk y A. Nieuwenhuysse (eds.). 2000. *Tools for Land Use Analysis on Different Scales. With Case Studies for Costa Rica*. System Approaches for Sustainable Agricultural Development, vol. 8, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.
- Speelman, E. N., S. López-Ridaura, C. N. Aliana, M. Astier, y O. Masera. 2007. "Ten years of Sustainability Evaluation using the MESMIS Framework: Lessons Learned from its Application in 28 Latin American Case Studies". *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14: 345-361.
- Stomph, T. J., L. O. Fresco y H. van Keulen. 1994. "Land Use Systems Evaluation: Concepts and Methodology". *Agricultural Systems*, 44: 243-255.
- Struif-Bontkes, T. 1999. *Modelling the Dynamics of Agricultural Development: A Process Approach. The Case of Koutiala (Mali)*. Tesis doctoral. Wageningen Agricultural University, Wageningen, Holanda.
- Taylor, D. C., M. Z. Abidin, S. M. Nasir, M. M. Ghazali y E. F. C. Chiew. 1993. "Creating a Farmer Sustainability Index: A Malaysian Case Study". *American Journal of Alternative Agriculture*, 8 (4): 175-184.
- Tittonell, P., B. Vanlauwe, P. A. Leffelaar, E. C. Rowe y K. E. Giller. 2005. "Exploring Diversity in Soil Fertility Management of Smallholder Farms in Western Kenya. I. Heterogeneity at Region and Farm Scale". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 110: 149-165.
- Torquebiau, E. 1989. "Sustainability Indicators in Agroforestry: The Example of Homegardens". En *Views and Issues on Agroforestry and Sustainability*, ICRAF, Nairobi, Kenia.
- UN (United Nations). 1996. *Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies*. United Nations, Nueva York.

- UN (United Nations). 2001. *Indicators of Sustainable Development*. United Nations Commission on Sustainable Development. <http://www.un.org/esa/sustdev/isd.html/>.
- Van der Werf, H. M. G. y J. Petit. 2002. "Evaluation of the Environmental Impact of Agriculture at Farm Level: A Comparison and Analysis of 12 Indicator-based Methods". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93: 131-145.
- Van Ittersum, M. K. y R. Rabbinge. 1997. "Concepts in Production Ecology for Analysis and Quantification of Agricultural Input-output Combinations". *Field Crops Research*, 52: 197-208
- Van Ittersum M. K., R. Rabbinge y H. C. van Latesteijn. 1998. "Exploratory Land Use Studies and their Role in Strategic Policy Making". *Agricultural Systems*, 58: 309-330.
- Van Ittersum, M. K., R. P. Roetter, H. van Keulen, N. de Ridder, C. T. Hoanh, A. G. Laborte, P. K. Aggarwal, A. B. Ismail y A. Tawang. 2004. "A Systems Network (SysNet) Approach for Interactively Evaluating Strategic Land Use Options at Subnational Scale in South and South-east Asia". *Land Use Policy*, 21: 101-113.
- Van Keulen H. 1990. "A Multiple Goal Programming Basis for Analysis of Agricultural Research and Development". Págs 265-276, en Rabbinge, R., J. Goudriaan, H. van Keulen, F. W. T. Penning de Vries y H. H. van Laar. *Theoretical Production Ecology: Reflections and Prospects*. Pudoc, Wageningen, Holanda.
- Van Keulen, H., A. Kuyvenhoven y R. Ruben, 1998. "Sustainable Land Use and Food Security in Developing Countries: DLV's Approach To Policy Support". *Agricultural Systems*, 58: 285-307.
- Van Keulen H., R. P. Roetter y C. T. Hoanh. 2000. "Scientific Challenges". Págs. 77-79, en Roetter R. P., H. van Keulen y H. H. van Laar (eds.). *Synthesis of Methodology Development and Case Studies*. SysNet Research Paper #3, IRRI, Filipinas.
- Van Mansvelt, J. D. y M. J. van der Lubbe. 1999. *Checklist for Sustainable Landscape Management*. Elsevier, Holanda.
- Winograd, M., M. Farrow, M. Aguilar y K. Kok. 2000. *Indicadores de sustentabilidad rural. Una vision para America Central*. CD-ROM, CIAT, Colombia.
- Wolfert, J. 2002. *Sustainable Agriculture: How to Make it Work? A Modeling Approach to Support Management of a Mixed Ecological Farm*. Tesis doctoral. Wageningen University, Holanda.
- Wu, J. y H. Li. 2006. "Concepts of Scale and Scaling". Págs. 3-15, en Wu, J., B. Jones, H. Li y O. Loucks (eds.). *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology*. Springer, Holanda.
- Zermoglio, M. F., A. van Jaarsveld, W. Reid, J. Romm, O. Biggs, T. X. Yue y L. Vicente. 2005. "The Multiscale Approach". Págs. 61-84, en *Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: Multiscale Assessment*. Island Press, Washington, DC.

8 Construcción y uso de modelos dinámicos sencillos para evaluar estrategias de manejo productivo de recursos bióticos. Una guía básica ilustrada

Luis García-Barrios, Omar Masera y Raúl García-Barrios

1. INTRODUCCIÓN

Las comunidades bióticas y ecosistemas —que brindan bienes y servicios a las sociedades humanas y de donde ellas extraen, aprovechan o substituyen recursos naturales— tienen la extraordinaria capacidad de autoorganizarse como redes vivas que son dinámicas, complejas y adaptativas, y además están abiertas a flujos de energía, materiales e información. Estas redes vivas son capaces de crear las condiciones que permiten su persistencia en el corto plazo, y de reorganizarse lenta o rápidamente para adaptarse a los cambios estructurales de su ambiente físico-biótico (Capra, 1998; 2002). Esta capacidad natural de persistir mediante la renovación-adaptación depende en cierta medida de las propiedades biológicas intrínsecas de los organismos involucrados, pero sobre todo de las formas complejas en que éstos interactúan entre sí y con su medio físico. Estas interacciones generan dos tipos de procesos, unos que promueven el cambio y otros que lo regulan. Los procesos de promoción y regulación del cambio actúan simultáneamente para generar comunidades bióticas y ecosistemas que pueden transformarse lenta pero continuamente sin dejar de mantener en operación los flujos de materiales, energía e información que son esenciales para la vida en comunidad.

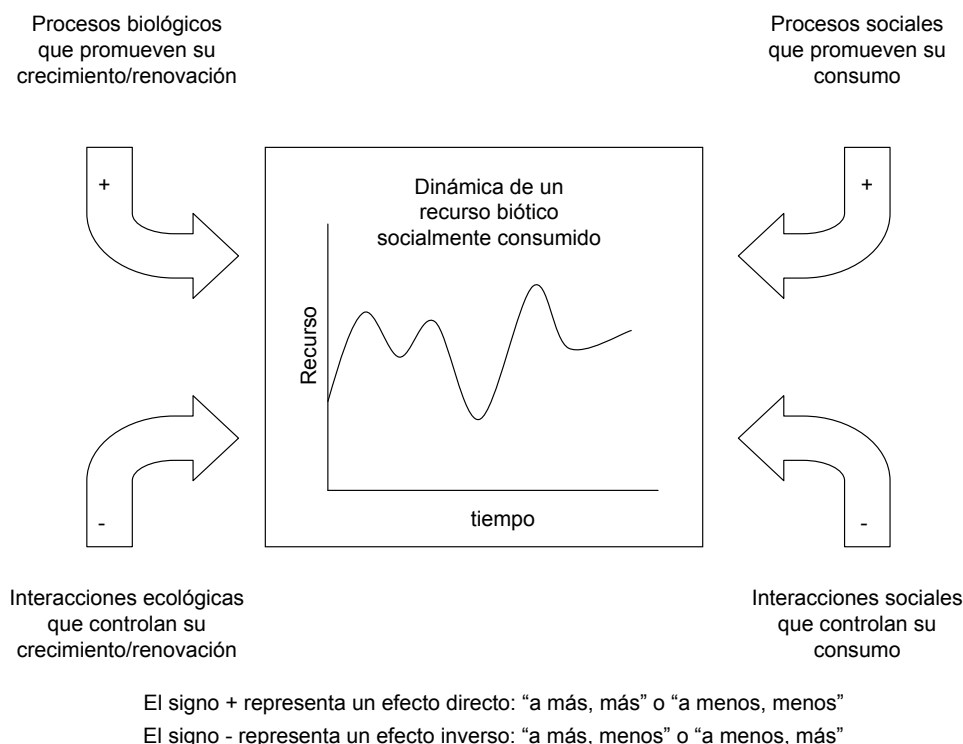
Los procesos de autoorganización y transformación que sustentan estas redes vivas pueden ser modificados para satisfacer necesidades y deseos de las sociedades humanas, pero sólo dentro de ciertos límites. Más allá de tales límites, las comunidades bióticas naturales se desarticulan, dejan de ser funcionales y colapsan (Scheffer *et al.*, 2001).

Es muy variado el grado de transformación que las comunidades bióticas presentan actualmente. No es la intención de este capítulo explicar en detalle las modalidades, los niveles y las causas de esa transformación antropogénica. Sólo mencionaremos que el manejo humano de una comunidad biótica conjunta al menos cinco objetivos que a menudo entran en tensión y conflicto: *a)* acumular riqueza y poder; *b)* extraer materias primas tangibles para satisfacer necesidades humanas básicas (alimentos, fibras, combustibles, productos químicos, etc.); *c)* construir un modo de vida coherente y digno; *d)* disponer de los servicios ecosistémicos que brindan estas comunidades, y *e)* respetar la vida de otros seres y disfrutar de su presencia.

En pocas palabras, tanto el manejo de un recurso natural como la dinámica que sigue la comunidad de la que forma parte dependen de procesos de promoción y regulación ecológicos, y también reflejan la tensión entre motivaciones y acciones sociales con sentidos opuestos: por un lado, las que promueven la transformación productiva de las comunidades bióticas, y por otro lado, las que pretenden regular y limitar dicha transformación (figura 1). Hasta ahora la balanza se ha inclinado hacia el camino fácil de la intensificación del uso del suelo, de la industrialización

de la producción silvoagropecuaria, de la simplificación a ultranza de las comunidades bióticas y de la explotación no renovable de los recursos naturales (García-Barríos y García-Barríos, 1992). En consecuencia, la mayoría de las comunidades bióticas de las que se extraen recursos naturales y agrícolas están fuertemente transformadas, y muchas han colapsado o están próximas a hacerlo (Reynolds y Stafford Smith, 2001).

FIGURA 1



Las consecuencias ambientales y sociales de la degradación y la eliminación de las comunidades bióticas son cada vez más evidentes. Por ello, resulta apremiante entender cuáles estrategias de manejo de las comunidades bióticas-ecosistemas son social y ambientalmente sustentables (Holling, 2001). Como uno de los resultados de esta preocupación, se han construido marcos de evaluación de los que se derivan un conjunto de indicadores de sustentabilidad que se estiman y luego se comparan entre distintas estrategias de manejo (Bossel, 2001; Masera *et al.*, 1999; Smyth y Dumanski, 1993). No es tarea fácil identificar cuáles son los indicadores más relevantes y cuáles son los valores de estos indicadores que anuncian la persistencia o el probable colapso de un conjunto de recursos bióticos sometidos a manejo. Cualquier marco del que se derivan los indicadores de sustentabilidad debe capturar e integrar, a un nivel y escala apropiados, las interacciones continuas entre los elementos más relevantes del proceso, además debe permitir explorar los posibles comportamientos sistémicos y dinámicos que derivan de tales interacciones.

La sustentabilidad o la falta de sustentabilidad de los recursos naturales bajo una determinada estrategia de manejo es un resultado de la dinámica del proceso socioecológico que le da contexto. A su vez, esta dinámica se deriva de la continua interacción no lineal del conjunto de procesos físicos, bióticos y sociales involucrados. Con frecuencia, esta dinámica es difícil o incluso imposible de predecir en sus detalles y de conducir como se conduciría una máquina: los propósitos para conducirla pueden ser diversos y contradictorios, y las reglas de interacción que motivan el comportamiento muchas veces son desconocidas, dependientes del contexto, difusas, azarosas y cambiantes¹. En ocasiones, solo podemos aspirar a conocer los grandes tipos de comportamientos cualitativos que podría exhibir un recurso bajo una estrategia de manejo, y relacionarlos en cierta medida con las condiciones que los generan. Es decir, podemos familiarizarnos con estos comportamientos complejos y tenerlos en cuenta al momento de practicar una estrategia de manejo de recursos naturales (EMRN).

¹ Ver capítulo 10 de este libro.

En las últimas tres décadas se han desarrollado herramientas útiles para conocer y entender redes complejas de interacciones y sus consecuencias dinámicas (Capra, 1998 y 2002). En este capítulo presentamos algunas herramientas relativamente sencillas y clásicas (p. ej., véase Aracil y Gordillo, 1997) para analizar y sintetizar la dinámica no lineal de unas pocas variables socioecológicas en interacción. Esperamos contribuir para que el lector mantenga siempre una perspectiva dinámica al evaluar EMRN, y además pueda entender mejor otras herramientas más elaboradas que se enlistan al final del capítulo.

Los llamados “atributos de sustentabilidad” (recuadro 1) buscan representar, de manera general y esquemática, las propiedades sistémicas y dinámicas más relevantes a considerar en cualquier evaluación de sustentabilidad. Los numerosos indicadores que pretenden capturar de manera específica estos atributos no deben ser usados como descriptores estáticos o desarticulados. Al contrario, sirven para distinguir, en la medida de lo posible, si los procesos ecológicos y sociales representados por estos indicadores conducirán a la renovación de los recursos naturales o a su deterioro y eventual colapso. La construcción y el uso de indicadores de sustentabilidad con un enfoque estático puede conducir a mucha confusión conceptual, así como a errores prácticos importantes al momento de definir una estrategia de manejo. En el recuadro 2 se presenta un ejemplo extremo de dicha situación.

En el capítulo 3 de este libro se reseñan las principales estrategias ideadas para identificar, construir y evaluar indicadores de sustentabilidad. Se señala que el uso de modelos dinámicos de los sistemas² de manejo de recursos naturales puede ser una herramienta poderosa para este fin. También se señala que tales modelos dinámicos son poco usados en las evaluaciones de sustentabilidad dado que construirlos y manejarlos ha resultado hasta ahora laborioso y difícil. Afortunadamente, se están desarrollando métodos de modelación, lenguajes y plataformas de programación cada vez más flexibles, comprensibles y fáciles de usar para quienes desean desarrollar y emplear simuladores de escenarios de transformación social y ambiental (p. ej., Martín-García, 2004; Resnick y Klopfer, 1998; CORMAS, 2001). Estas herramientas han cobrado cada vez más importancia, y la literatura más relevante sobre el estudio de los llamados sistemas complejos socioambientales (p. ej., Walker *et al.*, 2002; Gunderson y Holling, 2002) los utiliza o bien supone un conocimiento básico de ellas.

La construcción de indicadores de sustentabilidad de una EMRN con un enfoque dinámico admite varios niveles de sofisticación y de detalle. En todos los casos, se busca construir representaciones que capturen los elementos e interacciones más relevantes en el manejo de recursos naturales, y que permitan hacer explícitos los posibles comportamientos (persistencia / deterioro / colapso) del recurso ante distintas estrategias. En este capítulo presentamos los requisitos básicos para construir un modelo dinámico sencillo para explorar y evaluar una EMRN. La intención última es invitar al lector a que: *a)* explore este tipo de herramientas; *b)* empiece a conocer sus potencialidades, requerimientos y limitaciones, *c)* comprenda mejor la literatura reciente sobre transformaciones en sistemas socioambientales, y *d)* mejore su capacidad para evaluar las estrategias de manejo de recursos naturales con un enfoque integral, sistémico y dinámico.

De manera más inmediata, este capítulo complementa las dos historias interactivas que hacen uso de modelos dinámicos, y que han sido incluidas en el CD interactivo que acompaña a este libro (García-Barrios y Pimm, “Sustentabilidad y sistemas dinámicos”; García-Barrios y Pimm, “Diseño de sistemas de producción sustentables entre agentes sociales en conflicto”).

Por razones didácticas, presentamos las nociones básicas de modelación dinámica mediante un ejemplo hipotético muy sencillo y concreto. Hemos elegido modelar una versión muy simplificada y estilizada del manejo de un pastizal natural sometido al pastoreo de ganado bovino de modo sustentable o no sustentable. Construiremos el modelo paso a paso, desde su descripción conceptual hasta su descripción matemática, la cual será muy gráfica para facilitar su comprensión. Después usaremos el modelo para evaluar distintas estrategias de manejo del pastizal, y para comparar como cambian cuatro atributos de sustentabilidad (productividad, resiliencia, confiabilidad y adaptabilidad).

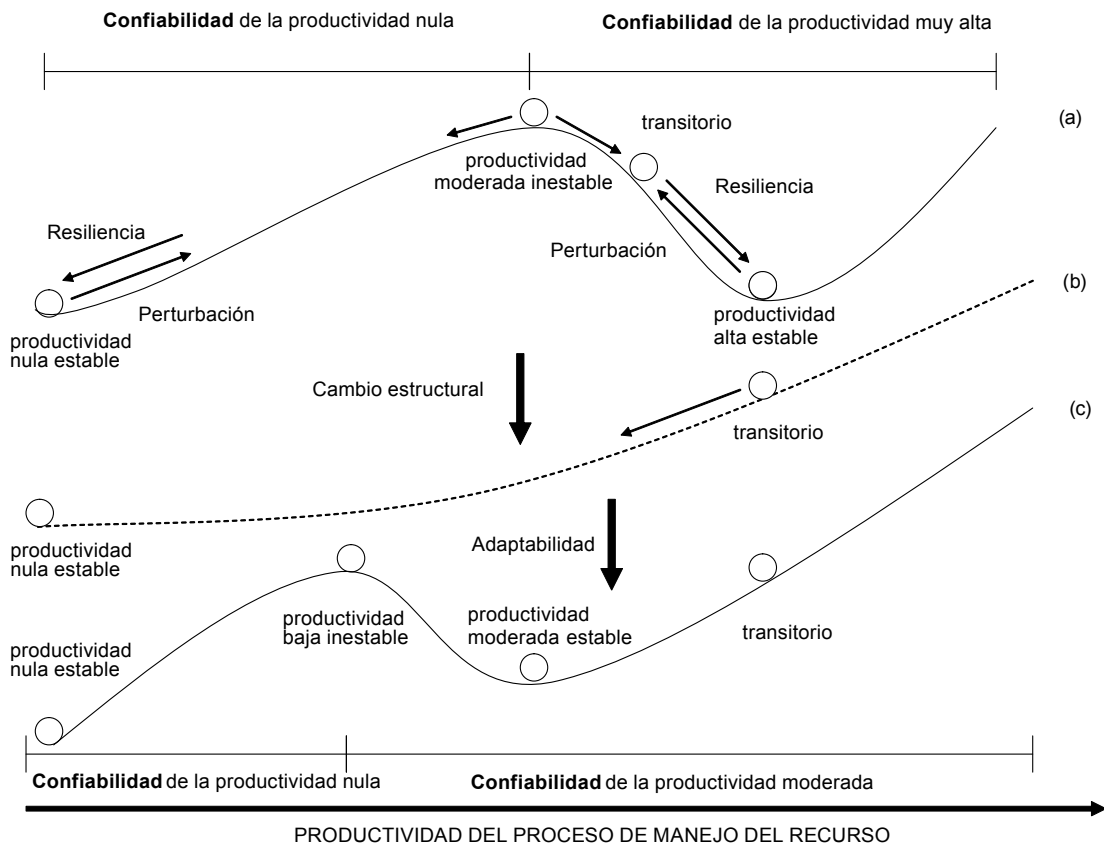
Evidentemente, el propósito no es que el lector aprenda a manejar un pastizal, sino que a través del ejemplo se familiarice con la construcción de un modelo sencillo, con su uso y con el análisis integrado de los atributos dinámicos estudiados. Al final del capítulo se cita literatura selecta útil para profundizar en el desarrollo y el uso de modelos más elaborados y realistas para el estudio de procesos complejos socioambientales.

² A lo largo de este volumen se utiliza el término “sistemas de manejo de recursos naturales”. En este capítulo hemos preferido usar el término más flexible y general “estrategias de manejo de recursos naturales”.

RECUADRO 1. DEFINICIÓN DE LOS ATRIBUTOS DE SUSTENTABILIDAD

Un proceso de manejo productivo de recursos naturales es sustentable si es capaz de mantenerse a sí mismo por tiempo razonable, y si puede transformarse oportunamente —cuando las condiciones así lo exigen— para seguir funcionando en el largo plazo. Para que esto ocurra, los recursos y procesos ecológicos y sociales que lo hacen funcionar deben ser capaces de reproducirse. Esto implica que dichos procesos puedan autopromoverse, autorregularse, coordinarse para ser compatibles, amortiguar oportunamente las perturbaciones coyunturales adversas, y reorganizarse y adaptarse cuando se presentan cambios estructurales internos y externos. Esta capacidad de sustentarse en el tiempo —es decir de *funcionar cambiando*— puede describirse de manera general y esquemática mediante siete atributos sistémicos (Masera *et al.*, 1999).

Presentamos aquí las definiciones de dichos atributos, actualizadas para este libro. La figura de este recuadro usa la metáfora del riel y la canica para ayudar al lector a entender los conceptos de productividad, estabilidad, confiabilidad y adaptabilidad. En el resto del capítulo y en el CD interactivo se encuentran explicaciones y figuras más detalladas.



En (a) la productividad de un proceso de manejo hipotético puede alcanzar un valor estacionario muy alto. Este valor es estable ya que cuando es reducido por una perturbación, el proceso de manejo lo lleva espontáneamente de regreso al mismo estado estacionario (resiliencia). El proceso de manejo con productividad muy alta puede tolerar perturbaciones dentro de un cierto rango (la confiabilidad depende entre otras cosas de este rango). Fuera de estos límites (cuyo valor inferior es un estado estacionario inestable) dejan de operar los mecanismos que permiten la recuperación, y la productividad sigue descendiendo hasta el estado de productividad nula. Este último estado también es estacionario, estable y resiliente, por lo que es difícil salir de él.

En (b) cambios estructurales externos al proceso modifican el riel (línea punteada) y hacen que ya no sea posible tener una productividad alta estable, y que el proceso de manejo conduzca inevitablemente al estado de productividad nula.

En cambio, en (c) el proceso se reorganiza (adaptabilidad), el riel se modifica y se genera un estado estacionario de productividad moderada que ahora es estable, y que tiene sus propias condiciones de resiliencia y confiabilidad.

Productividad: es el nivel de bienes y servicios (rendimientos, ganancias, servicios ambientales, etc.) que brinda el proceso por unidad de tiempo y por unidad de insumo invertido.

Estabilidad: Un proceso productivo es estable si tiene mecanismos internos que autorregulan el estado de sus variables críticas, de manera que estas variables se mantengan dentro de un rango de valores que permiten que el proceso funcione. Supongamos que una variable interna del proceso que resulta esencial para su funcionamiento (p. ej., la productividad) es modificada por una perturbación externa a éste. Ese mismo cambio en la productividad afecta a otras variables con las que ella interacciona. Si tales interacciones hacen que la productividad tienda a su estado previo, la variable es estable. En la literatura de ecología matemática, se dice que existe un estado atractor (el punto de equilibrio) y una cuenca de atracción (todos los estados desde los cuales el sistema regresa al punto de equilibrio). También puede ocurrir que el cambio en la productividad conduzca a procesos que la alejen más y más de su condición original; entonces la variable es inestable. En este caso, la condición original pudo haber sido un punto de equilibrio pero de tipo 'repeledor'. Se le llama así pues una vez que una perturbación saca a la variable de ese estado estacionario, el valor de la variable tiende a alejarse cada vez más de ese punto de equilibrio inestable. Un punto de equilibrio inestable o repeledor carece de cuenca de atracción. En síntesis, un proceso estable amortigua internamente las perturbaciones externas; uno inestable las amplifica internamente.

*Resiliencia*³: Sólo se presenta en procesos estables. Es la velocidad con la que la variable perturbada regresa a su estado previo. Esta velocidad puede cambiar a lo largo del proceso que lleva a la variable de regreso a la condición original. Por lo tanto, la resiliencia puede evaluarse en diferentes intervalos del trayecto de regreso, o bien como la velocidad promedio en todo el trayecto. A mayor velocidad, mayor eficiencia de los mecanismos de autorregulación del proceso.

Confiabilidad: Las perturbaciones pueden llevar a una variable crítica del proceso a estados en los que dejan de operar los mecanismos de autorregulación que permiten que la perturbación se revierta. Se dice que estos estados están fuera de los límites de tolerancia-regulación del proceso. En términos matemáticos, se dice que la variable ha rebasado los límites de la cuenca de atracción en la que el sistema opera como se desea. Una variable crítica se comporta de manera confiable si es poco probable que se salga de los límites de tolerancia (i. e., de la cuenca de atracción que interesa). Esta probabilidad aumenta y la confiabilidad se reduce: 1) si crece la frecuencia con la que se presenta la perturbación; 2) si disminuye la resistencia que ofrece la variable a cambiar ante la perturbación, y 3) si se reduce la amplitud del rango de valores de la variable en el cual el cambio es reversible. Sólo puede hablarse de confiabilidad para el caso de procesos estables. Los procesos inestables no tienen autorregulación, ni un rango en el que puedan tolerar perturbaciones, pues el más mínimo cambio tiende a amplificarse, no a revertirse. Su confiabilidad es cero.

Adaptabilidad (o flexibilidad): Un proceso productivo es adaptable si puede reorganizarse internamente para seguir funcionando cuando experimenta cambios internos o externos irreversibles. La mayor parte de los procesos estables únicamente lo son dentro de ciertos rangos. Cuando una o más variables críticas rebasan sus límites de tolerancia, el proceso

³ Se ha denominado "resiliencia ingenieril" a la definición original de resiliencia y se refiere a la "velocidad con la que regresa una variable a su condición de equilibrio". Durante mucho tiempo se usó bajo el supuesto de que un sistema tenía un solo punto de equilibrio estable, y que por lo tanto sólo importaba medir la velocidad de regreso a él. Algunos autores (p. ej., Berkes y Folke (eds.), 1998; Gunderson y Holling, 2002) señalan que puede haber más de un equilibrio estable y usan el término "resiliencia ecológica" (que distinguen de la "resiliencia ingenieril") para referirse simultáneamente a la estabilidad y la confiabilidad. Para los propósitos del MESMIS hemos preferido mantener separados los conceptos de resiliencia y confiabilidad para poder analizar con más facilidad sus diversos componentes. La resiliencia como velocidad de regreso puede estimarse para cada uno de los puntos de equilibrio que pueda tener la estrategia de manejo que se evalúa.

puede reorganizarse-adaptarse para generar un nuevo comportamiento estable y seguir funcionando en las nuevas condiciones. Si no tiene esta capacidad de adaptarse, termina por desorganizarse, deja de funcionar y se destruye.

Autodependencia (o autogestión): Un proceso tiene mayor autogestión si su capacidad para funcionar, regularse y evolucionar favorablemente depende más de sus propios recursos, interacciones y procesos internos, y menos de condiciones, perturbaciones e intervenciones externas que no controla.

Equidad: un proceso productivo es equitativo si permite distribuir de manera apropiada los beneficios y costos entre los agentes sociales que participan de él (intra e intergeneracionalmente). La equidad no tiene solamente un valor ético innegable, sino que es en sí misma un mecanismo de autorregulación-estabilidad social que contribuye a que puedan persistir y evolucionar adecuadamente los acuerdos de cooperación entre los agentes que participan en el proceso.

RECUADRO 2. PROBLEMAS CON LA CONSTRUCCIÓN Y EL USO DE INDICADORES ESTÁTICOS Y LINEALES DE SUSTENTABILIDAD (UN EJEMPLO HIPOTÉTICO EXTREMO)

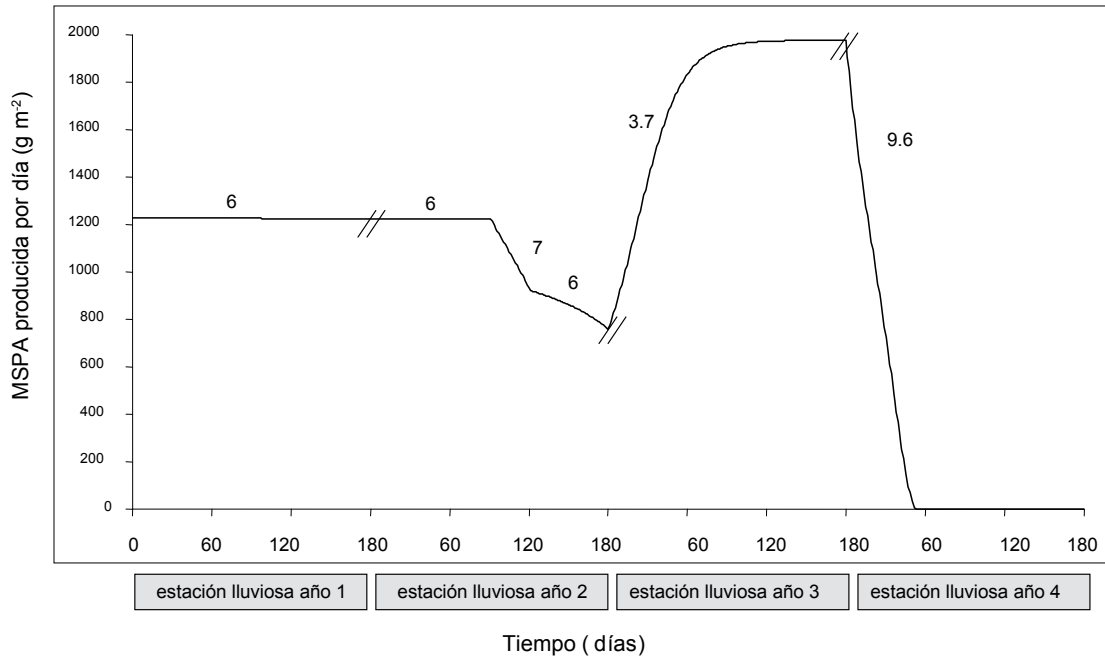
Suponga el lector que lo invitan a realizar una evaluación de la sustentabilidad del pastoreo de ganado bovino en pastizales naturales situados en las laderas fuertes de una región montañosa. El ganado solamente pasta en las laderas durante los seis meses de lluvia. La cantidad de lluvia varía muy poco entre años. Por acuerdo de la asamblea del pueblo, todos los productores tienen pastizales del mismo tamaño. El evaluador decide medir durante dos años (al principio y al final de la estación de lluvias) tres variables importantes: a) la cantidad de animales que el productor introduce a su pastizal; b) la ganancia en peso de los animales, y c) la cantidad de pastura en el pastizal. Con ellas, se construyen tres indicadores: 1) la ganancia de peso del hato (indicador económico); 2) la "presión de pastoreo" o cantidad de pasto en pie por animal introducido (indicador tecnológico), y 3) el cambio en la cantidad de pasto en pie durante los dos años de estudio (indicador ecológico).

El estudio se realiza en un conjunto de pastizales ubicados en condiciones ambientales muy similares, pero que difieren en cuanto a la "presión de pastoreo" elegida por sus respectivos dueños. Se encuentra que el productor con los mejores indicadores: 1) introduce seis vacas a su pastizal; 2) obtiene la mayor ganancia de peso por animal y por hato, y 3) su pastizal tiene una biomasa de pasto en pie ($1,228 \text{ g m}^{-2}$) y ésta permanece prácticamente constante durante los dos ciclos estudiados, lo que sugiere que el recurso no se está degradando. La presión de pastoreo manejada por el productor es de 204.6 g m^{-2} por cada animal (resultado de dividir $1,228$ entre 6).

El evaluador concluye que la "presión de pastoreo sustentable" para el área de estudio es la de este productor, pues conjuga la más alta producción animal y un pastizal que no se degrada. La "regla de manejo sustentable" que propone a los productores es sencilla: al principio de la estación lluviosa, dividir la biomasa de pasto en pie que tenga el pastizal entre 204.6 , y el resultado indicará cuántos animales conviene introducir.

Ahora obsérvese la figura de este recuadro. El productor con el manejo más sustentable quedó muy complacido y continúa con sus buenas prácticas el año 1 después del estudio. En el año 2, un animal del vecino se introduce furtivamente en su pastizal durante un lapso de 30 días. La biomasa en pie del pastizal se reduce, y la disminución sigue incluso después de que se saca al animal intruso. En consecuencia, al inicio del año 3 la biomasa de pasto es de 760 g m^{-2} . El productor aplica la "regla de manejo sustentable" y sólo introduce 4 animales (redondeando 3.7). Ahora la biomasa de su pastizal aumenta aceleradamente y se recupera con creces durante el periodo de pastoreo, lo cual convence al

productor de la conveniencia de aplicar la sugerencia derivada del estudio. En consecuencia, al empezar la estación lluviosa del año 4, la biomasa de pasto es de $1,970 \text{ g m}^{-2}$. El productor aplica nuevamente la “regla de manejo sustentable” e introduce 10 animales (redondeando 9.6). Para su sorpresa y desencanto, el pastizal pierde biomasa muy aceleradamente y en cuestión de unas cuantas semanas el predio queda totalmente desprovisto de cobertura vegetal, a pesar de que el productor saca todo su ganado antes del colapso total. ¡El evaluador debe huir del pueblo! ¿El evaluador debe huir del pueblo, pues teme por su vida! ¿A qué se debió el estrepitoso fracaso de su “regla de manejo sustentable”? La causa se explicará con claridad en este capítulo.



2. EL MODELO CONCEPTUAL

Tenemos un pastizal natural en ladera fuerte que es pastoreado con vacas adultas de edad similar. El pasto (e indirectamente el suelo) son los recursos naturales que están sometidos a un manejo productivo, y que pueden persistir o colapsar. Por acuerdo de asamblea, cada jefe de familia con derechos comunitarios recibe un predio de U unidades de área; *i. e.*, todos los predios son del mismo tamaño (figura 2, ladera izquierda). Los animales se introducen al pastizal únicamente durante los seis meses de la temporada de lluvias. Supongamos por ahora que la cantidad de precipitación es muy similar entre años. A mayor carga animal podría esperarse más consumo de pasto y mayor beneficio para el productor. Sin embargo, un exceso de carga podría deteriorar o destruir el pastizal y el suelo, y finalmente reducir o anular el beneficio económico. Esto plantea identificar una estrategia de manejo de la carga animal que sea productiva y a la vez que no destruya el recurso.

La materia seca aérea de pasto por cada unidad de área en el predio (MSPA) es una variable central del proceso que pretendemos estudiar, pues de ella dependen la producción animal, la conservación del propio pastizal y la protección del suelo. La otra variable central es la cantidad de animales que se introducen al pastizal por unidad de área. En este caso, ésta es la única decisión de manejo que afectará a la MSPA y a la producción animal durante la estación de lluvias. Una tercera variable importante es el consumo total de pasto que realiza el hato durante la estación lluviosa, pues de ello deriva el beneficio para el productor.

FIGURA 2

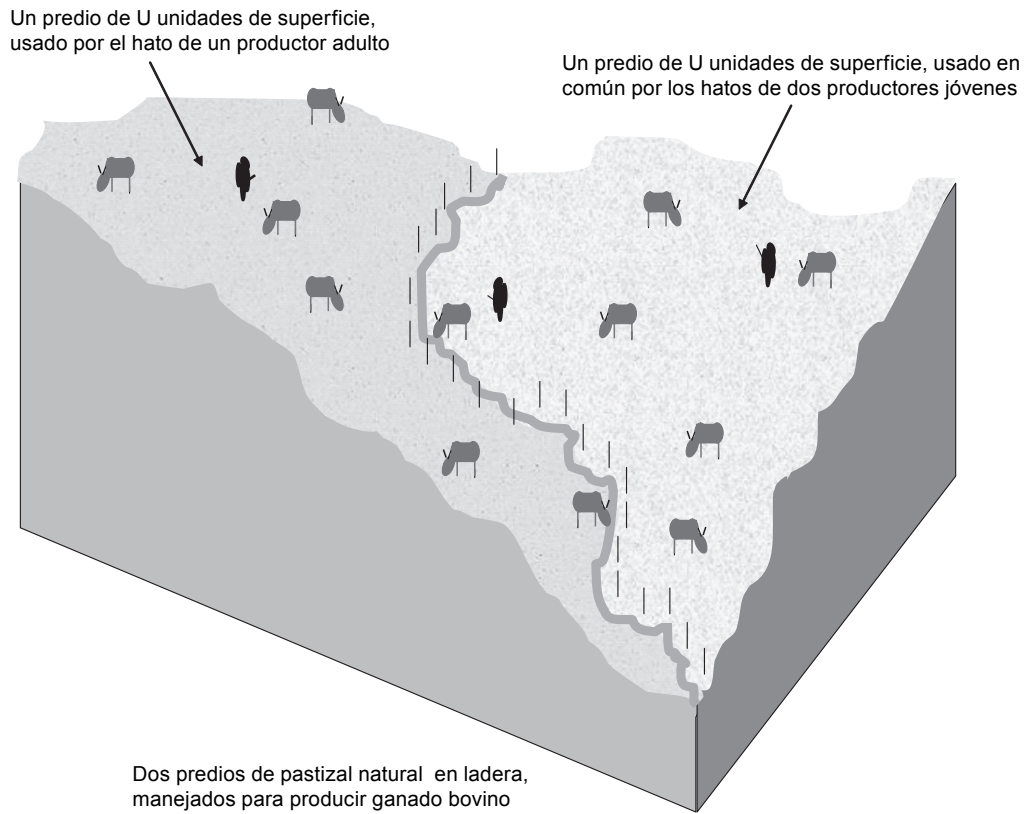
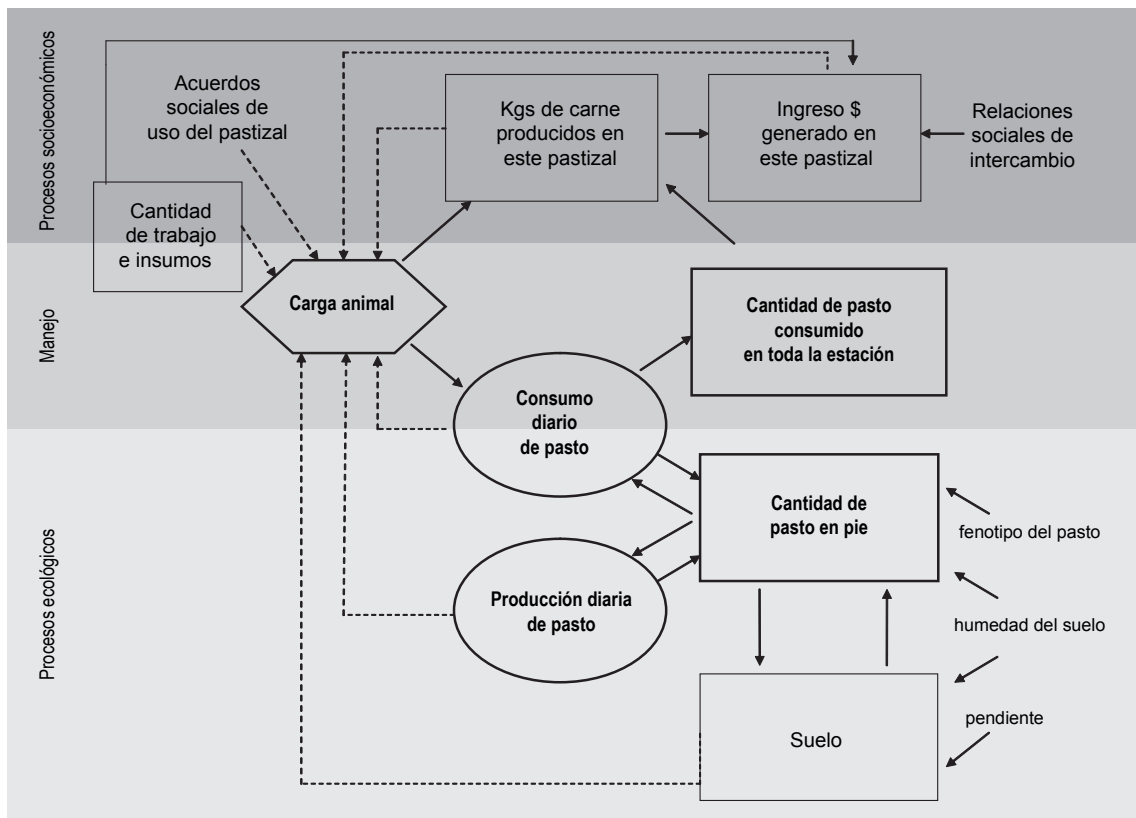


FIGURA 3



El modelo que queremos construir debe ser útil para entender cómo se comportan la MSPA y el consumo de pasto cuando se aplica una determinada carga animal durante un lapso que puede ser desde un día hasta varias estaciones de lluvia. También debe permitir que la carga animal se modifique de manera adaptativa, es decir en respuesta a cómo se comporte la MSPA. El fin último del modelo es entender cuáles estrategias de manejo del tamaño del hato conducen a la persistencia del pastizal y cuáles a su colapso.

En un pastizal sometido a pastoreo, la cantidad de MSPA, el tamaño del hato y el crecimiento y consumo de pasto interactúan entre sí. Estas variables dependen a su vez de otros factores y procesos. Todas estas variables se afectan unas a las otras, con frecuencia en ambos sentidos. Es necesario construir un modelo conceptual y cualitativo que describa explícitamente la red de relaciones entre las variables físico-bióticas, técnicas y socioeconómicas que de manera más inmediata pueden influir sobre la interacción entre la MSPA, el tamaño del hato y el consumo de pasto. En la figura 3 presentamos el diagrama de un posible modelo conceptual del pastizal sometido a pastoreo. Confiamos en que el lector podrá interpretarlo fácilmente.

Este modelo conceptual y cualitativo del proceso es obviamente más sencillo que la realidad, pero también es demasiado detallado para los propósitos de este capítulo. Puesto que queremos construir un modelo muy sencillo, sólo modelaremos explícitamente las variables que aparecen en “negritas”. Las demás estarán implícitas en las que hemos elegido, o sea que se manejarán como constantes.

3. CONSTRUCCIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN

En un modelo de simulación, lo que se modela es el cambio que experimentan momento a momento las variables de interés, como consecuencia de sus interacciones o en respuesta a fuerzas externas. La descripción continua de estos cambio permite observar la “dinámica” de las variables (es decir, su comportamiento en el tiempo). A continuación desarrollaremos el modelo por partes o módulos. En cada módulo estableceremos con detalle las reglas que conducen al cambio diario en el valor de sus variables. Después modelaremos las interacciones entre los módulos. El primer módulo lo explicaremos con mucho detalle para que el lector se familiarice con la modelación. Los subsecuentes se presentarán de manera más ágil.

3.1 *Dinámica de la MSPA en un pastizal no sometido a pastoreo*

La experiencia práctica ha demostrado que un pastizal no pastoreado (y no sujeto a algún otro tipo de perturbación) acumula continuamente MSPA hasta alcanzar un valor máximo que luego permanece estacionario. Este valor máximo depende del fenotipo del pasto y de la disponibilidad de luz, agua y nutrimentos en el sitio. La acumulación de la MSPA en el tiempo puede describirse con una curva en forma de “S” (figura 4). Esta forma de la curva denota que la MSPA que existe en un momento dado en el pastizal promueve pero también regula su propio crecimiento. La promoción y el control interactúan todo el tiempo, pero en la parte baja de la “S” domina la promoción y en la parte alta el control. Queremos construir un modelo que capture de la manera más sencilla la promoción y el control que ejerce la MSPA sobre sí misma, pero sin tener que hacer explícitos los mecanismos subyacentes (p. ej., la fenología de la planta y el uso de luz, agua y nutrimentos).

El modelo elegido describe el llamado crecimiento logístico. Fue creado por Verhulst en 1838. En esencia, el modelo dice que:

El cambio en la MSPA de un día a otro resulta del efecto de promoción y del efecto de regulación de la MSPA sobre sí misma.

La promoción: cuando no hay competencia por recursos, cada gramo de MSPA tiene una capacidad potencial de producir cada día “r” gramos de nueva MSPA. Esta capacidad (y este valor “r”) son intrínsecas a la especie. Por lo tanto, cuanto más MSPA tengamos hoy, mayor será la cantidad total de nueva MSPA que potencialmente se podría sumar de hoy a mañana. Podríamos entonces decir que

$$\text{MSPA mañana} = \text{MSPA hoy} + (r * \text{MSPA hoy}) \quad (1)$$

Así tenemos una situación en la que la MSPA se retroalimenta positivamente pues “a más MSPA preexistente, más incremento de MSPA ese día”; esto también implica que “a menos MSPA preexistente, menos incremento de MSPA ese día”.

La regulación: conforme se acumula MSPA, la capacidad de reproducción de cada gramo de pasto disminuye, pues debe competir con otras unidades de pasto por los recursos necesarios para reproducirse. También ocurre que ese gramo “se hace viejo” y ya no puede reproducirse con la misma eficiencia inicial “r”. Entonces es necesario restarle al valor (r * MSPA) una proporción de sí mismo. Esta proporción que le restamos va creciendo conforme la MSPA se acerca a la cantidad máxima de materia seca de pasto que puede haber en una unidad de área (es decir, MSPAmax).

Así tenemos una situación en la que la MSPA se retroalimenta negativamente, pues a más MSPA preexistente, menor eficiencia de reproducción de cada gramo. Ello también implica que a menos MSPA preexistente, mayor eficiencia de reproducción de cada gramo.

Conjuntando la promoción y la regulación tenemos que :

$$\text{MSPA mañana} = \text{MSPA hoy} + (r * \text{MSPA hoy}) - p * (r * \text{MSPA hoy}) \quad (2)$$

Donde $p = \text{MSPA hoy} / \text{MSPA max}$

Una vez que sabemos el valor de MSPA mañana, podemos saber el valor de MSPA para pasado mañana y para días sucesivos, aplicando repetidamente el modelo:

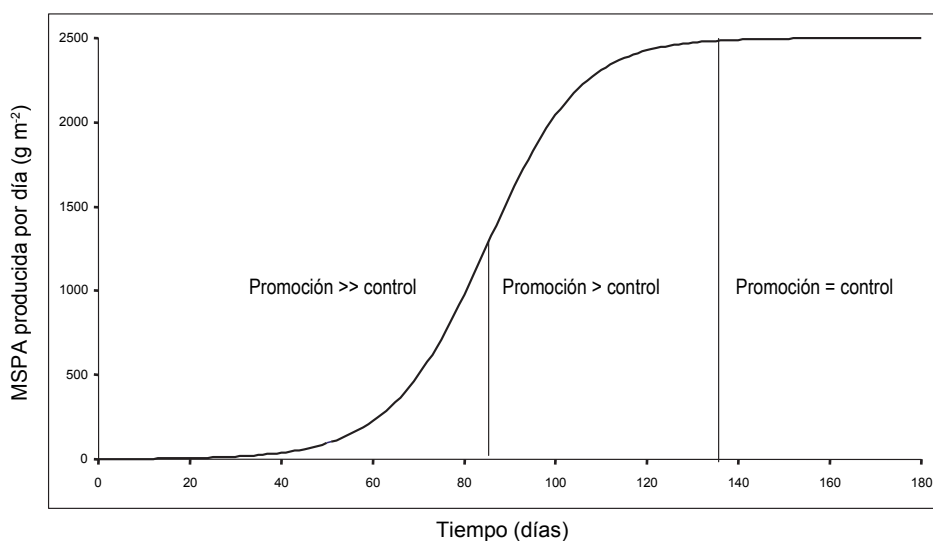
$$\text{MSPA (tiempo+1)} = \text{MSPA(tiempo)} + (r * \text{MSPA tiempo}) - p * (r * \text{MSPA tiempo})$$

$$\text{MSPA (tiempo+2)} = \text{MSPA(tiempo +1)} + (r * \text{MSPA tiempo+1}) - p * (r * \text{MSPA tiempo+1})$$

$$\text{MSPA (tiempo+3)} = \text{MSPA(tiempo +2)} + (r * \text{MSPA tiempo+2}) - p * (r * \text{MSPA tiempo+2})$$

Si graficamos el valor de MSPA obtenido en cada repetición del modelo con respecto al tiempo correspondiente, obtendremos la curva sigmoide de la figura 4. Esta curva expresa la dinámica (el comportamiento en el tiempo) de la MSPA. El ejercicio del recuadro 3 ayudará a entender mejor el por qué.

FIGURA 4



RECUADRO 3. EJERCICIO PARA ENTENDER EL PROCESO DE CRECIMIENTO LOGÍSTICO

Suponemos que:

$r = 0.1$ gramos nuevos por cada gramo preexistente

$MSPA_{max} = 100 \text{ g m}^{-2}$

y evaluamos MSPA (mañana) en el modelo (2) para distintas cantidades de MSPA(hoy):

Si el pasto hoy está ausente...

$MSPA_{hoy} = 0 \text{ g m}^{-2}$

$MSPA_{mañana} = 0 + (0.1 \cdot 0) - ((0/100) \cdot (0.1 \cdot 0))$

$MSPA_{mañana} = 0 + 0 = 0$

$MSPA_{mañana} = 0$

...mañana seguirá ausente. El valor de hoy permanece estacionario en adelante

Si el pasto hoy esta muy lejos de $MSPA_{max}$...

$MSPA_{hoy} = 10 \text{ g m}^{-2}$

$MSPA_{mañana} = 10 + (0.1 \cdot 10) - ((10/100) \cdot (0.1 \cdot 10))$

$MSPA_{mañana} = 10 + 1 - 0.1$

$MSPA_{mañana} = 10.9$

...mañana habrá aumentado 0.9 g m^{-2}

Si el pasto hoy es la mitad de $MSPA_{max}$...

$MSPA_{hoy} = 50$

$MSPA_{mañana} = 50 + (0.1 \cdot 50) - ((50/100) \cdot (0.1 \cdot 50))$

$MSPA_{mañana} = 50 + 5 - 2.5$

$MSPA_{mañana} = 52.5$

...mañana habrá aumentado 2.5 g m^{-2}

Si el pasto hoy está muy cerca de $MSPA_{max}$...

$MSPA_{hoy} = 90$

$MSPA_{mañana} = 90 + (0.1 \cdot 90) - ((90/100) \cdot (0.1 \cdot 90))$

$MSPA_{mañana} = 90 + 9 - 8.1$

$MSPA_{mañana} = 90.9$

...mañana habrá aumentado 0.9 g m^{-2}

Si el pasto hoy está en $MSPA_{max}$...

$MSPA_{hoy} = 100$

$MSPA_{mañana} = 100 + (0.1 \cdot 100) - ((100/100) \cdot (0.1 \cdot 100))$

$MSPA_{mañana} = 100 + 10 - 10$

$MSPA_{mañana} = 100$

...mañana habrá aumentado 0.0 g m^{-2} . El valor de hoy permanece estacionario.

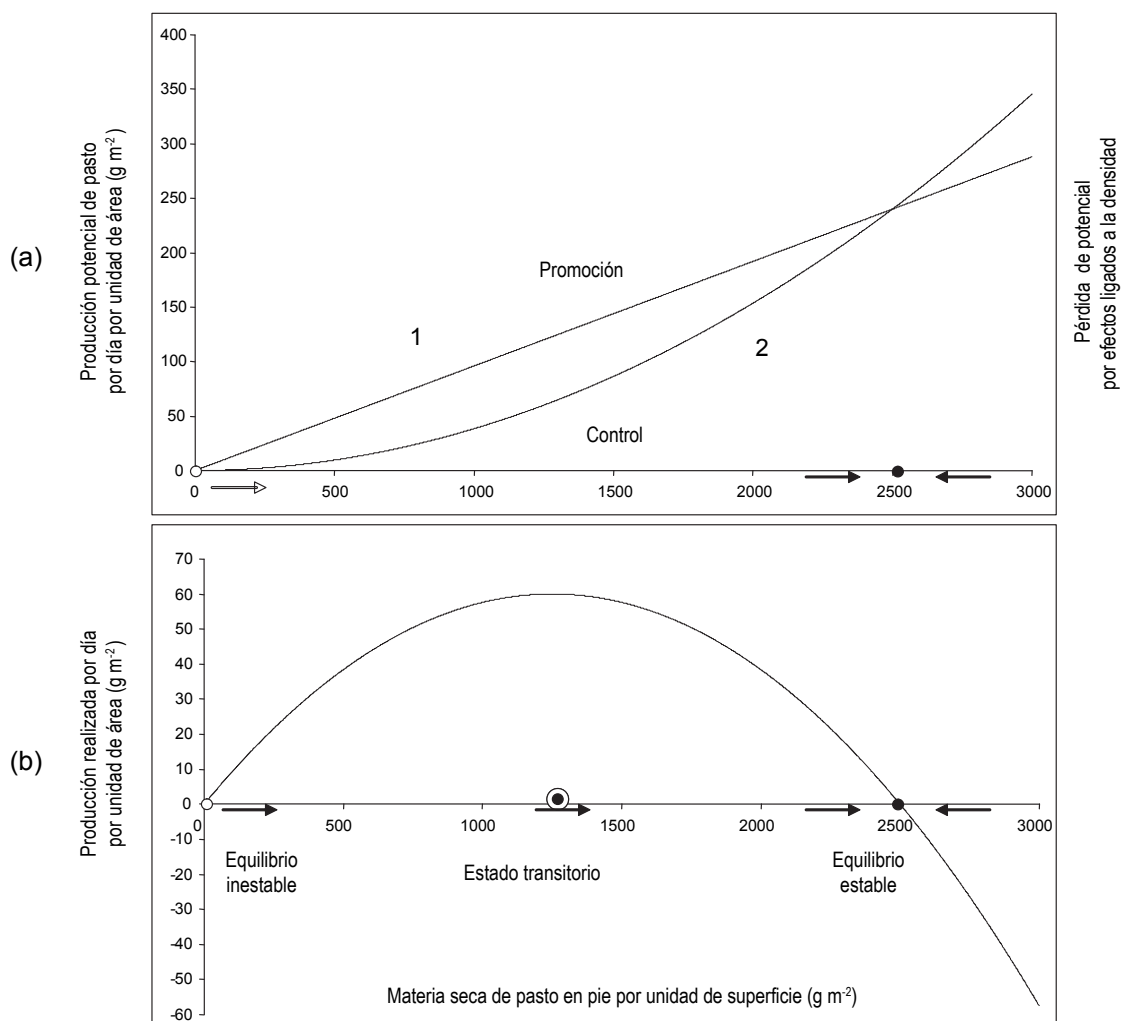
El ejercicio del recuadro 3 muestra que el modelo de crecimiento de la MSPA captura adecuadamente varios hechos:

- Cuando no hay pasto, el crecimiento es cero; la regulación y el control son igualmente nulos y están en equilibrio (un resultado trivial).
- Cuando hay poca MSPA, su incremento diario es pequeño; la regulación es mínima y lo que limita la promoción es la poca biomasa.

- Cuando MSPA es media el crecimiento es mayor; la promoción y la regulación son significativas, pero la primera es todavía mayor que la segunda.
- Cuando MSPA alcanza su valor máximo, no hay más crecimiento pues la promoción y la regulación están *en equilibrio*.

Para los fines de este capítulo, conviene fijar valores de r y $MSPA_{max}$, y calcular el incremento que experimenta la MSPA cada día para cualquier valor de MSPA preexistente. La figura 5 muestra las tres curvas formadas por los valores (a) del término de promoción, (b) del término de regulación y (c) del incremento diario que resulta de la suma de ambos términos, para valores de MSPA entre cero y $MSPA_{max}$. La tercera curva tiene forma de U invertida; muestra que el incremento diario de MSPA es máximo cuando $MSPA = 0.5 * MSPA_{max}$, y que es = cero cuando MSPA es cero o es = $MSPA_{max}$.

FIGURA 5

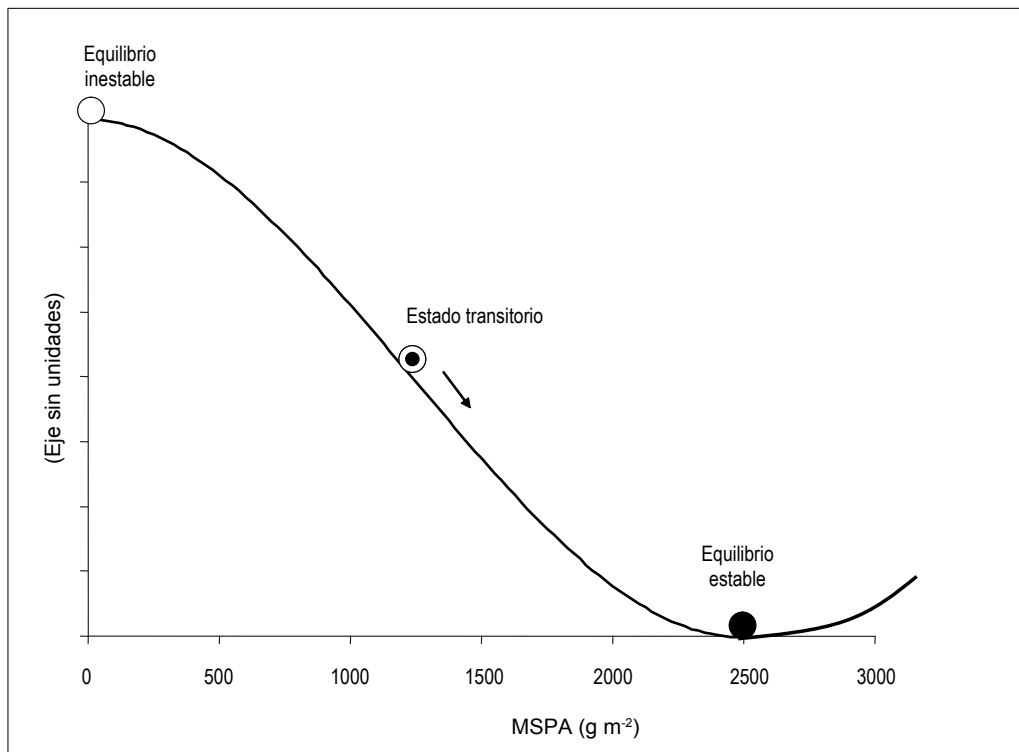


Tanto $MSPA = 0$ como $MSPA_{max}$ hacen que la promoción y el control estén en equilibrio, pero son condiciones de equilibrio de distinta naturaleza. Con ayuda de las curvas de la figura 5, se puede ver que si estamos en la condición de equilibrio $MSPA = MSPA_{max}$ y perturbamos este estado provocando que $MSPA < MSPA_{max}$, entonces la promoción será mayor que el control, y MSPA tenderá a crecer hasta recuperar su estado de equilibrio. Por el contrario, si perturbamos el estado de equilibrio provocando que $MSPA > MSPA_{max}$, entonces la promoción será menor que el control, y MSPA tenderá a decrecer hasta recuperar el estado de equilibrio. En síntesis, la MSPA tende-

rá a regresar o ser atraída a ese estado de equilibrio ante ambos tipos de perturbación. Este es entonces un *valor de equilibrio estable* de la MSPA.

En síntesis, para cada estado de la MSPA, hay una tendencia de cambio asociada. La figura 6 presenta una gráfica “de riel y canica” que nos permite anticipar en cada caso esta tendencia de cambio. La proyección de la canica sobre el eje X expresa el estado de la MSPA; la pendiente del riel inmediatamente debajo de la canica representa la tendencia de cambio. En los puntos de equilibrio, la pendiente es igual a cero. (La forma del riel en esta y otras figuras no es arbitraria. La hemos obtenido mediante métodos de cálculo diferencial sobre los que no es necesario abundar aquí).

FIGURA 6



3.2 Modelo de crecimiento del pasto, que incorpora efectos de erosión del suelo

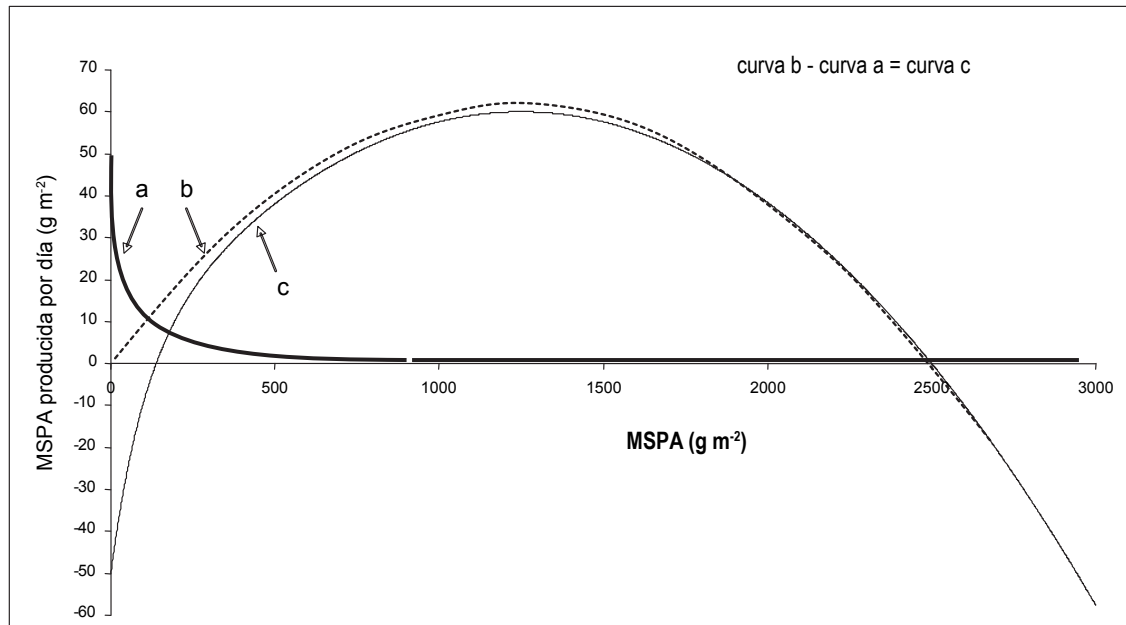
En las condiciones de ladera de nuestro ejemplo, podemos esperar erosión del suelo cuando se reduce la MSPA al grado de que disminuye la cobertura vegetal del terreno. Podría modelarse explícitamente esta pérdida de suelo y nutrientes, y luego su efecto sobre el crecimiento diario de la MSPA. Esto resulta demasiado elaborado para los fines de este capítulo. Una forma no explícita pero más sencilla de hacerlo es considerar que si se reduce la MSPA, entonces disminuye la cobertura del suelo, este se vuelve más delgado y pobre, y por lo tanto debe mermar el crecimiento diario de la MSPA esperado según el modelo previo. A esta pérdida la llamaremos el “efecto de cobertura” de la MSPA. Es razonable pensar que esta pérdida debe crecer de manera cada vez más acentuada conforme la MSPA disminuye. Esto quiere decir que la relación entre MSPA y este factor debe ser inversa y no lineal. Además, la “curvatura” de esta relación debe poder cambiar dependiendo de la pendiente y de la erodabilidad del suelo no cubierto. La siguiente función empírica nos permite reflejar suficientemente esta descripción del “efecto de cobertura” de la MSPA.

$$\text{Efecto de cobertura} = \text{efecto máximo de cobertura} / e^{(\phi \cdot \text{MSPA})} \quad (3)$$

Nótese que cuando $MSPA = \text{cero}$, $e^{(\phi * MSPA)} = 1$, y el efecto de cobertura es el máximo posible para esa pendiente y suelo. El parámetro ϕ define cómo se acentúa el efecto de cobertura conforme $MSPA$ disminuye; el parámetro E_{max} define el valor máximo de este efecto.

En la figura 7 aparece la curva (a) que representa el “efecto de cobertura” para valores de E_{max} y ϕ que resultan convenientes para nuestro ejemplo. Aparece también la parábola (b) que representa la función de crecimiento de $MSPA$ del modelo anterior. Si le restamos la curva del “efecto de cobertura” a la parábola, obtenemos la curva (c). Esta nueva curva representa la función de crecimiento de $MSPA$ con efecto de erosión.

FIGURA 7



Al incorporar este efecto, nuestro nuevo modelo dinámico es:

$$MSPA \text{ mañana} = MSPA_{\text{hoy}} + (r * MSPA_{\text{hoy}}) - p * (r * MSPA_{\text{hoy}}) - E_{\text{max}} / e^{(\phi * MSPA_{\text{hoy}})} \quad (4)$$

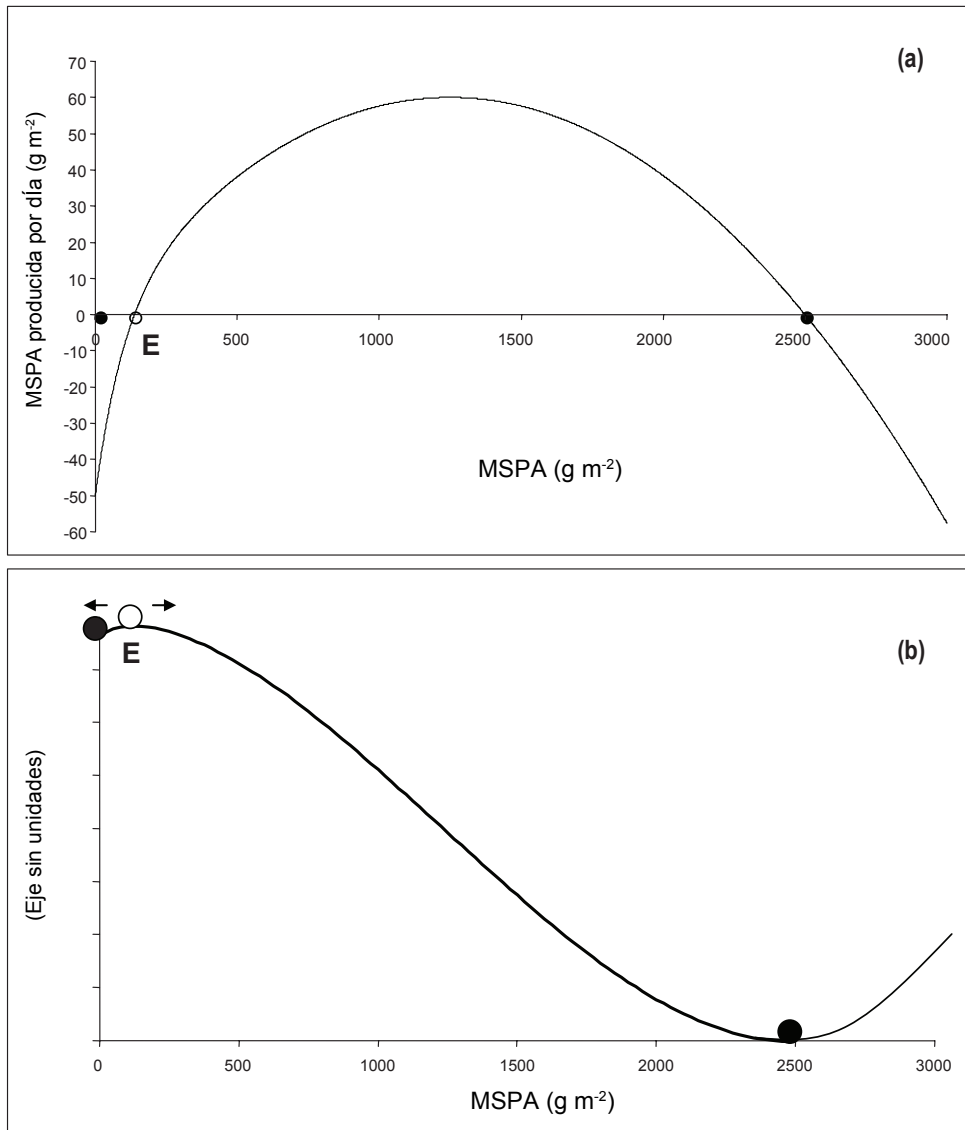
Este modelo puede generar valores negativos de $MSPA_{\text{mañana}}$, lo cual no tiene sentido. Para evitarlo imponemos como condición que si $MSPA_{\text{mañana}}$ resulta negativo, entonces toma el valor cero:

$$MSPA \text{ mañana} = \text{MAX}(\text{CERO}, (MSPA_{\text{hoy}} + (r * MSPA_{\text{hoy}}) - p * (r * MSPA_{\text{hoy}}) - E_{\text{max}} / e^{(\phi * MSPA_{\text{hoy}})})) \quad (5)$$

De acuerdo con este modelo, hay tres estados en los que la $MSPA$ estará en equilibrio. Estos equilibrios se pueden apreciar en las figuras 8(a) y 8(b; modelo de riel y canica). $MSPA_{\text{hoy}} = \text{cero}$ y $MSPA_{\text{hoy}} = MSPA_{\text{max}}$ son estados de equilibrio estables, en tanto que el equilibrio en $MSPA = E$ es inestable. Cualquier valor de $MSPA$ mayor que E genera una dinámica que conduce a $MSPA_{\text{max}}$; cualquier valor menor que E genera una dinámica que conduce a $MSPA = \text{cero}$. Por lo tanto, E es a la vez una condición de equilibrio inestable, un repeledor (lo contrario de un atractor), y un valor umbral que separa las cuencas de atracción de los dos equilibrios estables que exhibe la $MSPA$.

Nótese que para valores de $MSPA$ menores que E , el “efecto de cobertura” genera un proceso de retroalimentación positiva en el que “a menor $MSPA$, menor $MSPA$ ”.

FIGURA 8



3.3 Modelo de consumo diario del pasto

El consumo de pasto que realiza diariamente un bovino depende de la edad, la condición fisiológica y el apetito del animal, y de la abundancia y palatabilidad del pasto, entre otros muchos factores. En este capítulo no nos interesa modelar todos estos factores y sus interacciones. Buscamos capturar la dinámica de la MSPA como resultante de la cantidad de pasto que se produce y se consume día con día. Nos interesa expresar cómo la cantidad de MSPA disponible cada día determina la producción y el consumo de ese día, y por lo tanto la cantidad de MSPA que habrá el día siguiente. Describiremos y modelaremos ahora el consumo diario de pasto de un bovino adulto como función de la cantidad de MSPA que tiene disponible ese día. Luego lo extenderemos al caso de cualquier tamaño de hato.

En términos generales, el consumo diario de un bovino confinado en un pastizal aumenta conforme es mayor la MSPA. Arriba de cierto valor de $MSPA = MSPA_{saciedad}$, el consumo diario deja de crecer pues aunque la oferta de forraje es mayor, el animal ya no tiene interés o posibilidad de aprovecharla (efecto de saciedad o sobreoferta). Debajo de cierto valor de MSPA, el consumo diario decae notoriamente al disminuir la oferta de MSPA, pues el animal tiene que dedicar cada vez más tiempo y esfuerzo para buscar y cosechar la poca MSPA disponible. La relación entre la MSPA y su consumo diario (en el intervalo entre $MSPA = 0$ y $MSPA = MSPA_{saciedad}$) puede ser reflejada con una curva como la que se presenta en la figura 9a (línea delgada ascendente). La altura y la curvatura de esta función deben poder cam-

biar cuando se modifican los atributos del animal y del pasto. Estos atributos son capturados en el modelo de manera implícita, por medio de parámetros empíricos que permiten modificar la altura y la curvatura. La siguiente función matemática captura empíricamente la relación entre la MSPA y su consumo diario:

$$\text{Consumo por animal hoy} = \text{alfa} * (1 - (1 / (\text{beta} * \text{MSPA}_{\text{hoy}}))) + \text{gama} * \text{MSPA}_{\text{hoy}} \quad (6)$$

Donde alfa y gama definen la altura de la función, y beta la curvatura.

El segundo sumando del lado derecho de la ecuación es una línea recta inclinada, que nos permite capturar la caída suave del consumo cuando se reduce la MSPA. El primer sumando es una función que nos permite capturar la caída brusca del consumo cuando se reduce aun más la MSPA. Hemos dado valores arbitrarios a alfa, beta y gama para construir una curva adecuada a nuestro ejemplo.

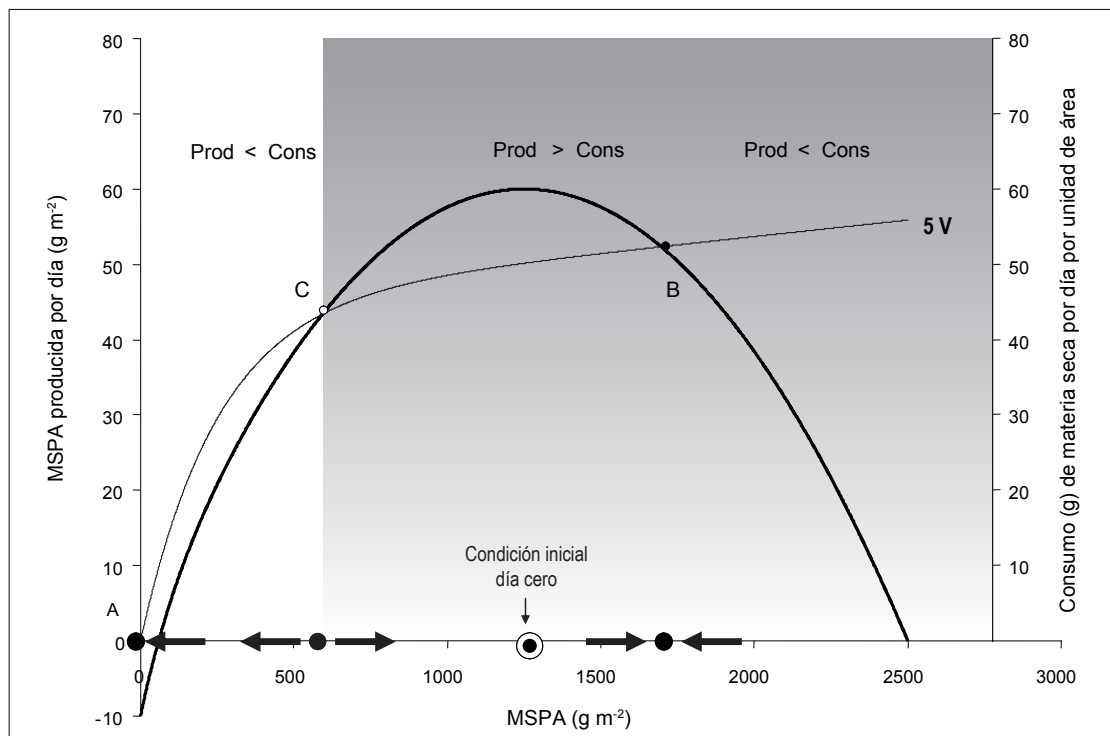
Al elegir un tamaño de hato = n, tendremos que

$$\text{Consumo del hato hoy} = n * \text{Consumo por animal hoy.}$$

3.4 Modelo del cambio neto diario de la MSPA

En 1973, Noy-Meirs conjuntó los modelos de crecimiento logístico y de consumo asintótico del pasto para estudiar de manera muy estilizada la dinámica del pastizal bajo pastoreo. Aquí seguimos la idea de este autor y conjuntamos los modelos 5 y 6 con el mismo propósito. Para visualizar primero este modelo conjunto de manera gráfica, en la figura 9a hemos superpuesto las funciones de producción diaria del pastizal y de consumo diario de MSPA de un hato de 5 vacas. Si elegimos un valor cualquiera de MSPA_{hoy} en el eje X y restamos al correspondiente valor de producción el valor de consumo, obtendremos el cambio neto que experimentará la MSPA de hoy a mañana. Si para el valor de MSPA elegido la resta produce un valor negativo, entonces MSPA_{mañana} < MSPA_{hoy}, y la nueva MSPA se habrá movido hacia la izquierda en el eje X. Si la resta produce un valor positivo, entonces MSPA_{mañana} > MSPA_{hoy}, y la nueva MSPA se habrá movido hacia la derecha en el eje X. Podemos repetir varias veces la misma operación para cada nuevo valor de MSPA y “ver” la dinámica de la MSPA en el tiempo.

FIGURA 9a



Nuestro nuevo modelo dinámico es:

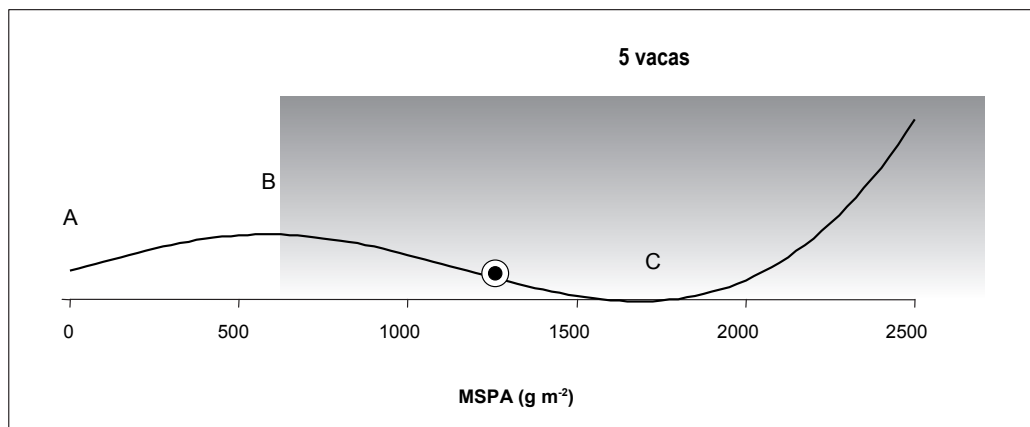
$$MSPA \text{ mañana} = \text{MAX}(\text{CERO}, (MSPA_{\text{hoy}} + \text{promoción del crecimiento de la MSPA hoy} - \text{regulación del crecimiento de la MSPA hoy} - \text{efecto de cobertura hoy} - \text{consumo de MSPA por el hato hoy}) \quad (7)$$

Que de manera desarrollada es:

$$MSPA \text{ mañana} = \text{MAX}(\text{CERO}, (MSPA_{\text{hoy}} + (r * MSPA_{\text{hoy}}) - p * (r * MSPA_{\text{hoy}}) - (E_{\text{max}} / e^{(\phi * MSPA_{\text{hoy}})}) - (n * \alpha * (1 - (1 / (\beta * MSPA_{\text{hoy}})))) + \text{gama} * MSPA_{\text{hoy}})) \quad (8)$$

De acuerdo con la representación gráfica de este modelo (figura 9a), la MSPA tiene tres estados de equilibrio, ahí donde las curvas de producción y de consumo tienen el mismo valor de Y y se intersectan. Nuevamente, $MSPA = A = \text{cero}$ y $MSPA = B$ son estados de equilibrio estables. $MSPA = C$ es un estado de equilibrio inestable que separa las cuencas de los dos estados estables (atractores). La figura 9b muestra con el modelo de riel y canica estos tres estados de equilibrio y las dos cuencas de atracción. Obsérvese que si introducimos las 5 vacas y $MSPA > C$ la MSPA tenderá hacia B; si $MSPA < C$, la MSPA tenderá a cero, es decir al colapso del pastizal.

FIGURA 9b



3.5 Decisiones de manejo del pastizal: interacción entre la cantidad inicial de MSPA y el tamaño de hato elegido

En la figura 10 mantenemos la misma curva parabólica de producción diaria de MSPA, pero ahora le sobreponemos varias curvas de consumo que corresponden —de acuerdo con el modelo— a tamaños de hato desde $n = 0$ hasta $n = 7$. Los valores de MSPA en los que estas curvas de consumo cruzan la parábola de producción son estados de equilibrio. Cuando $n = \text{cero}$, hay una sola cuenca de atracción y el estado de equilibrio estable es $MSPA = MSPA_{\text{max}}$. Por ello, si la MSPA inicial es $> \text{cero}$, su valor crecerá hasta $B = MSPA_{\text{max}}$. Conforme aumenta el hato de uno hasta cinco, la curva de consumo se eleva y los estados de equilibrio tipo B y C se aproximan uno al otro. Con ello la cuenca del atractor que representa un pastizal colapsado crece, a costa de la del atractor que representa un pastizal persistente. Cuando $n = 6$, los estados de equilibrio tipo B y C se convierten en un solo atractor llamado “de silla de montar” (pues es estable en una dirección e inestable en la otra). Cuando $n = 7$, solamente persiste el estado de equilibrio A, en el que la $MSPA = \text{cero}$. En este caso el pastizal tenderá al colapso, sin importar su condición inicial.

Con la información de la figura 10 sobre los valores de equilibrio para cada tamaño del hato podemos construir la figura 11. En esta figura hemos colocado los valores de tamaño de hato en el eje de las X y los correspondientes valores de equilibrio en el eje de las Y. Si interpolamos los posibles valores de equilibrio de la MSPA para todo el continuo de posibles valores de n entre cero y siete animales, obtenemos una “curva de equilibrios” en forma de una U recostada hacia la izquierda. El brazo superior de esta U recostada está formada por valores de equilibrio estable de la MSPA (tipo B); los del brazo inferior por valores de equilibrio inestables (tipo C). Cualquier decisión de manejo (combinación de n y MSPA inicial) representada por un punto en el área sombreada de esta gráfica provocará que la MSPA tienda a un es-

tado estable productivo (es decir, tipo B). Las decisiones de manejo representadas por puntos en el área no sombreada provocarán que la MSPA tienda a cero (estado de equilibrio tipo A) y que el pastizal colapse.

FIGURA 10

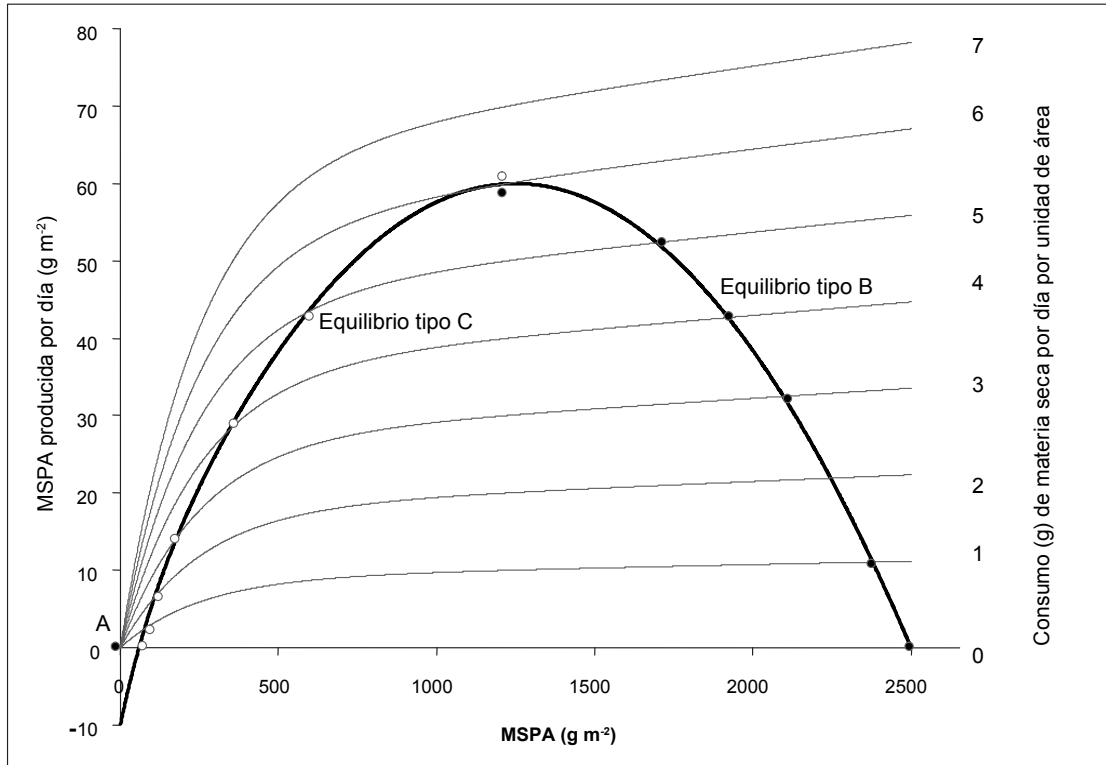
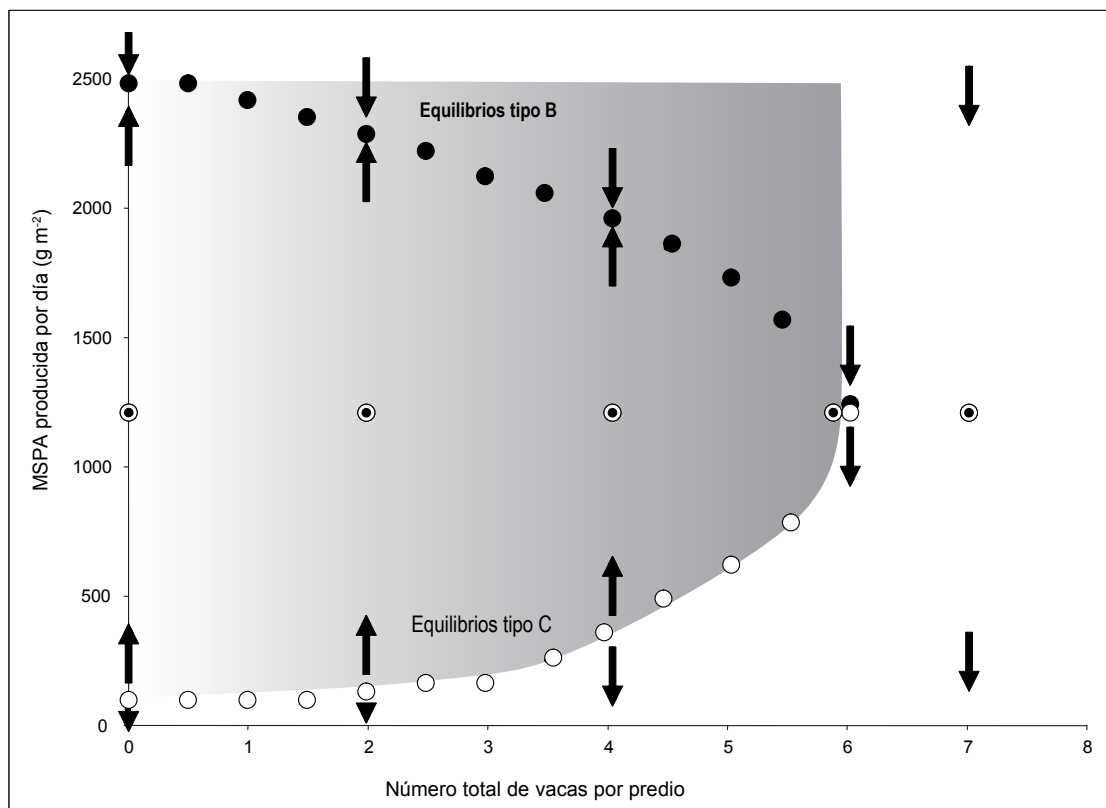
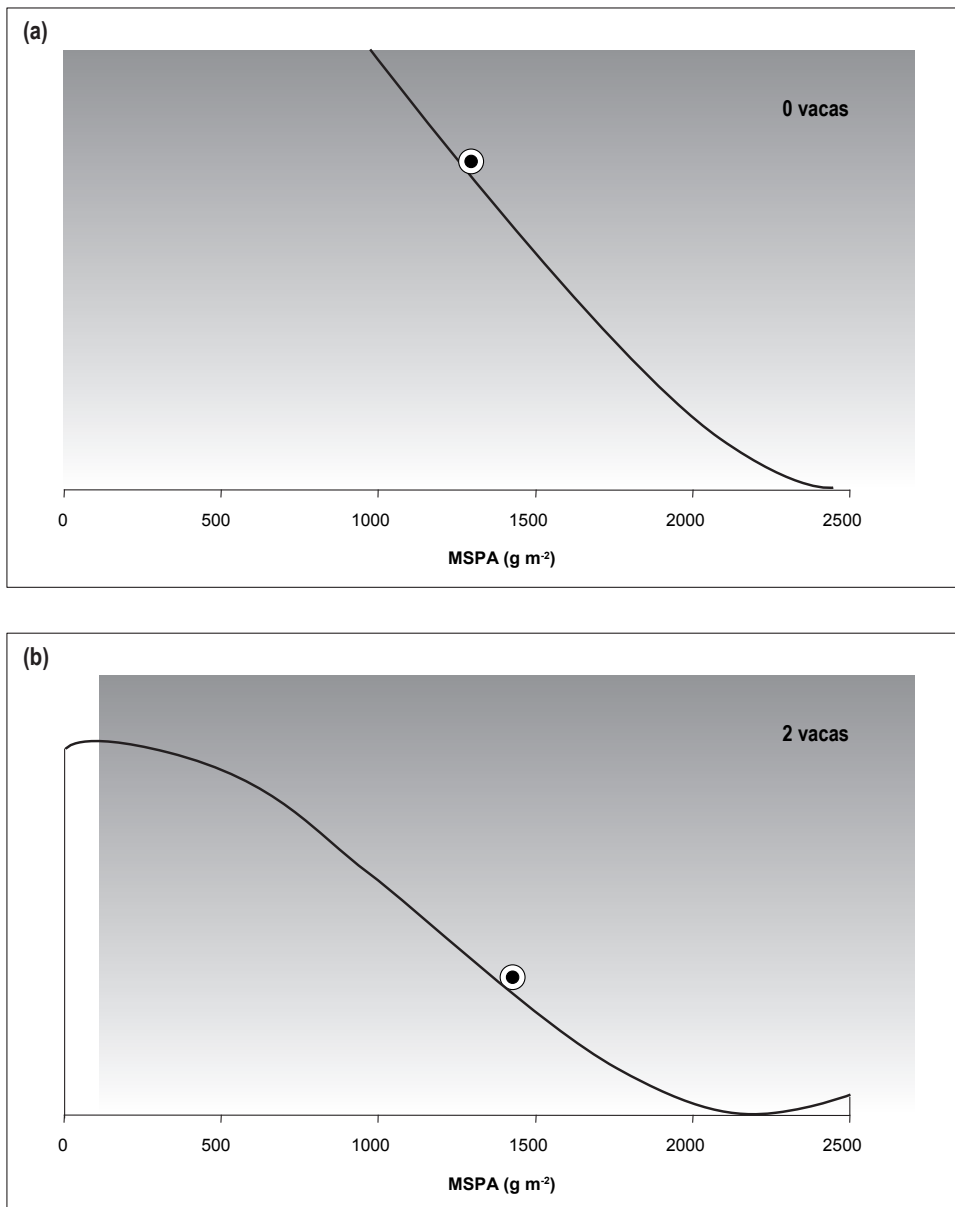


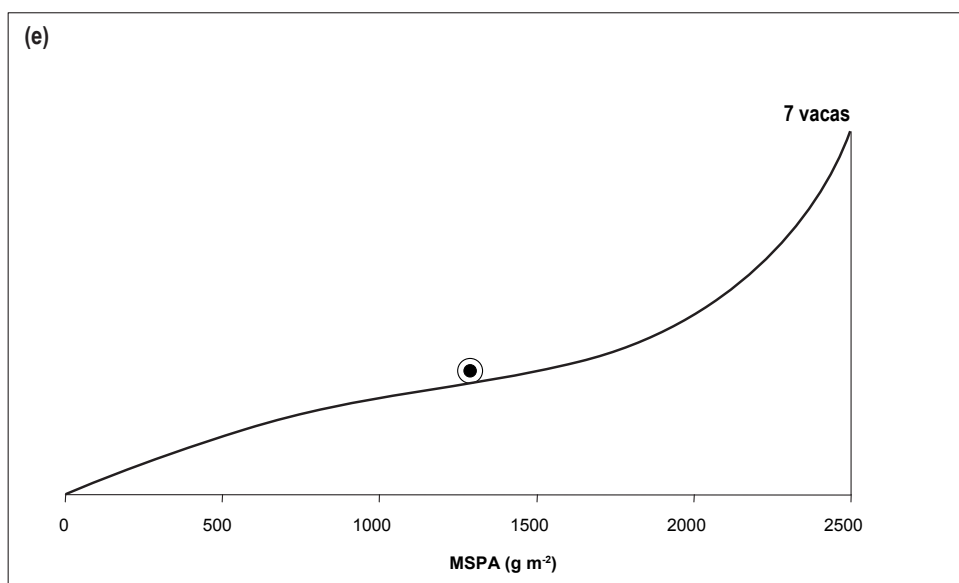
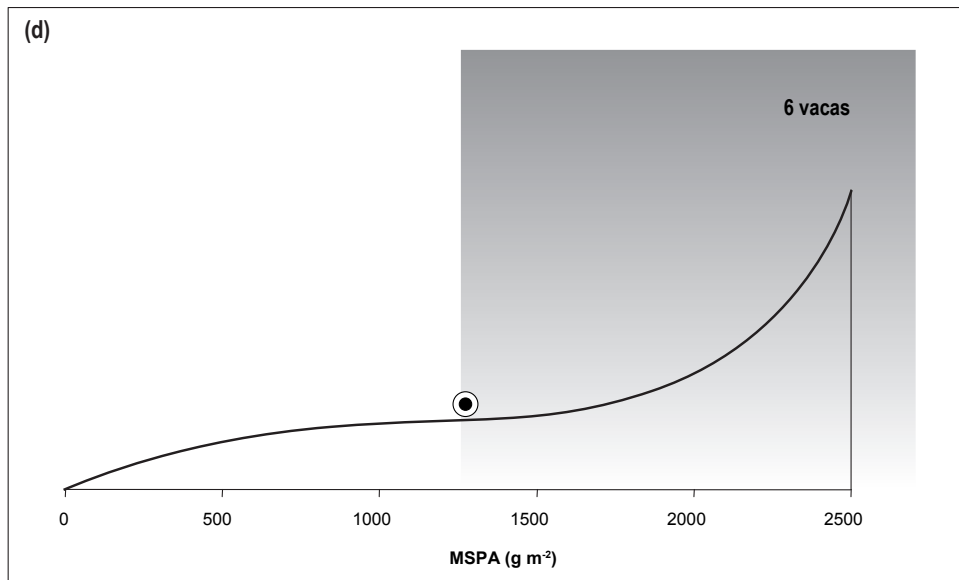
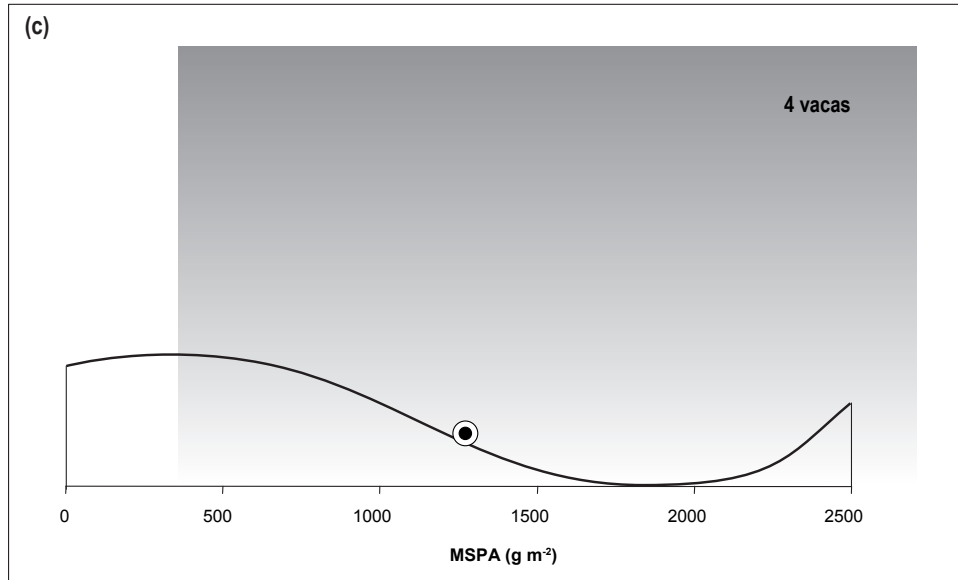
FIGURA 11



La figura 11 nuevamente permite apreciar que, conforme aumenta el tamaño del hato, los estados de equilibrio B y C se aproximan, y la cuenca de atracción de B se reduce en tanto que la de A se amplía hasta que la primera desaparece. Hacemos ahora cortes a la figura 11 en los valores de $n = 0, 2, 4, 6,$ y 7 y construimos en las figuras 12 a-e las representaciones de riel y canica del modelo para estos cinco valores. Estas figuras permiten apreciar cómo el tamaño de hato cambia la forma del riel sobre el que corre la canica. Más formalmente, cambia la amplitud de las cuencas, sus pendientes y la posición de sus estados de equilibrio estable. Si fijamos una misma posición inicial de la canica (es decir, si la MSPA inicial del pastizal es la misma en todos los casos), el tamaño del hato determinará la forma del riel y por lo tanto la dinámica de la canica; en otras palabras, determinará la trayectoria y estado final del pastizal.

FIGURA 12





En nuestro ejemplo, una estrategia de manejo del pastizal significa elegir un tamaño de hato para una MSPA inicial. Con el modelo dinámico y con las herramientas gráficas que derivamos de él, podemos ahora evaluar algunos de los atributos de sustentabilidad (productividad, estabilidad, confiabilidad, adaptabilidad) de cada estrategia de manejo del pastizal. Podemos también percibir con claridad las contraprestaciones (*trade-offs* en inglés) que pueden existir entre estos atributos cuando elegimos una estrategia que maximiza alguno de ellos.

Como hemos visto, la figura 11 nos muestra que para hatos de 1 a 6 animales por predio, el pastizal manejado tiene en cada caso un estado atractor tipo B en el que el pastizal persiste y no colapsa. Para hatos de más de 6 animales, el pastizal es atraído al atractor tipo A (colapso, pues MSPA = cero). Conforme elevamos el tamaño del hato dentro de este rango, el límite inferior (C) de la cuenca del atractor tipo B se eleva, por lo que se requiere que haya más MSPA inicial al comenzar las lluvias para que el pastizal no colapse. También se reduce la cantidad de MSPA que tendrá el pastizal en el atractor tipo B. Sin embargo, aunque 6 animales llevan al pastizal al valor más bajo de B, y a la cuenca más estrecha, resulta que es en esa condición en la que se está consumiendo diariamente la mayor cantidad de MSPA a la vez que se logra un equilibrio tipo B (ver figura 10). En otras palabras, la estrategia de manejo con máxima productividad en el corto plazo es también la que genera la cuenca más pequeña para el atractor tipo B.

El tamaño de esta cuenca es muy relevante cuando consideramos lo siguiente: hasta ahora hemos supuesto que no hay azar en las fuerzas que generan la dinámica del pastizal manejado, ni tampoco fuerzas externas que perturben con intensidad y frecuencia azarosa esta dinámica. Supongamos que tenemos un pastizal con cuencas tipo A y B, pero cuyo manejo lo mantiene en la cuenca tipo B; supongamos también que una fuerza externa pasajera reduce de momento la cantidad de MSPA. Lo que más importa en este caso es si la MSPA después de la perturbación sigue en la cuenca tipo B o ha entrado en la cuenca tipo A. Si ocurre lo primero, la MSPA será nuevamente atraída hacia B. Llamamos resiliencia a la velocidad promedio con la que una variable tiende a regresar hacia el atractor de la cuenca en la que se encuentra. Las figuras 12a-e de riel y canica muestra que la resiliencia de la cuenca B disminuye al aumentar el tamaño del hato pues sus paredes se hacen menos inclinadas. Por el contrario, aumenta la resiliencia en la cuenca A. La confiabilidad de las estrategias de manejo consideradas es la probabilidad de que la MSPA sea desplazada de la cuenca A a la B como consecuencia de una perturbación. La confiabilidad es menor cuanto más intensa y frecuente sea la fuerza externa, cuanto menos se resista la MSPA a cambiar frente a esta fuerza, y cuanto más pequeña sea la cuenca del atractor tipo B. Entre menos confiable, es más probable que la MSPA salga de la cuenca A hacia la B.

En síntesis, las estrategias de manejo que permiten un aprovechamiento persistente del pastizal deben mantener la MSPA dentro de una cuenca con un atractor tipo B. Esto se cumple en nuestro ejemplo para hatos de 1 a 6 animales por predio. Conforme aumenta el tamaño del hato dentro de este rango, aumenta la productividad de la estrategia pero disminuye su confiabilidad y resiliencia cuando ocurren perturbaciones. El ejemplo también muestra que si no hay pastoreo sólo hay una cuenca tipo B, y que con más de 6 animales sólo hay una cuenca tipo A. En este segundo caso, la confiabilidad y la resiliencia son iguales a cero, y la productividad disminuye continuamente hasta el colapso del pastizal.

Con lo aprendido hasta aquí, el lector puede volver al recuadro 2 y entender porqué la forma estática de evaluar el manejo condujo al colapso del pastizal.

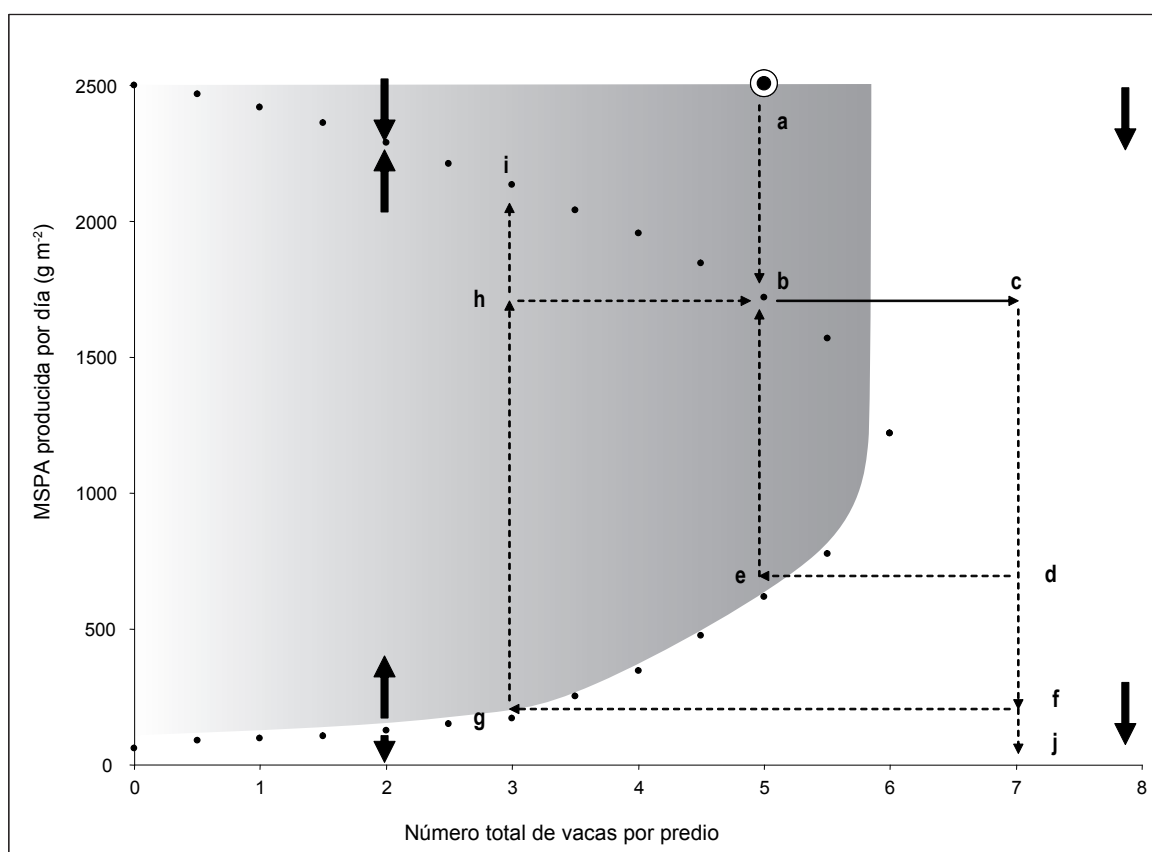
3.6 Manejo interactivo del pastizal: adaptabilidad e histéresis

Hasta aquí hemos considerado que quien maneja el pastizal elige un tamaño de hato para una o varias temporadas de lluvia, y luego observa pasivamente las consecuencias dinámicas, sin posibilidad de cambiar su estrategia. En la realidad, es común que el manejo sea más interactivo, de manera que al ir observando la dinámica del recurso se puedan tomar medidas correctivas tan oportuna y frecuentemente como sea posible.

Exploremos un ejemplo con la figura 13. Supongamos que dos hermanos heredan un pastizal y deciden dividir y separar sus partes con un cerco. Al inicio de las lluvias, la MSPA es 2,500 en ambas, y los dos deciden meter un hato de cinco vacas (punto a) en sus predios. Como se aprecia en la figura, la MSPA empieza a bajar pero alcanza el estado de equilibrio (b) en ambos predios. Uno de los hermanos resulta más ambicioso y considera que hay suficiente MSPA para elevar su hato de cinco a siete animales. Observa que en su predio la MSPA está bajando y que el pastizal presenta las primeras señales de deterioro. Se da cuenta que el pastizal de su hermano sigue estacionado en el alto valor (b), y que el ganado está en mejores condiciones que el suyo. Percibe entonces su propia estrategia como

errónea y decide regresar a la estrategia de su hermano. Si lo hace cuando su pastizal está en la condición de manejo (d), bastará con que saque las dos vacas adicionales (punto e) para volver a colocar el pastizal en la cuenca del atractor (b), pero pasará un tiempo antes de que la MSPA se recupere hasta alcanzar esta condición. Si decide hacerlo un poco más tarde, cuando su pastizal esté en la condición (f), no bastará con sacar dos animales; ahora tendrá que sacar cuatro animales para colocar al pastizal en la cuenca del atractor (i), esperar hasta que la MSPA alcance la condición (g) y entonces elevar su hato de tres a cinco animales para posicionar el pastizal manejado en el punto (b). Si toma la decisión en la condición (j), será demasiado tarde y el pastizal colapsará aunque saque todos sus animales.

FIGURA 13



El manejo del pastizal de nuestro ejemplo resulta adaptable: Si, debido a una perturbación o a un tamaño de hato inapropiado, la MSPA se encuentra fuera de la cuenca de un atractor tipo B, es posible encontrar una estrategia de manejo alternativa que la coloque nuevamente en una de estas cuencas. Este cambio de estrategia puede ser definitivo y entonces la MSPA alcanzará un nuevo equilibrio estable productivo (\neq cero) como podría ser el punto (i) en la figura 13. También se pueden realizar uno o varios cambios de estrategia para llevar al pastizal hacia el atractor tipo B deseado. Puesto que el pastizal manejado tiene varios atractores tipo B, resulta adaptable. Esto es cierto siempre y cuando el productor lo pueda llevar —mediante un manejo interactivo y adaptativo— de una cuenca B a otra sin que el pastizal colapse.

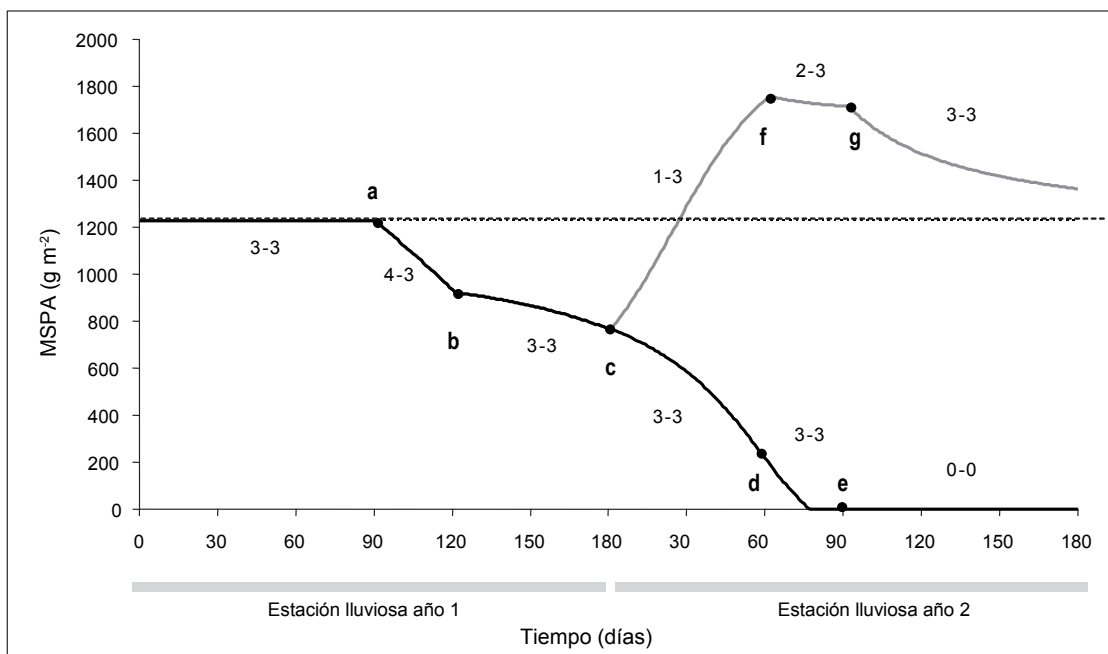
Nuestro ejemplo también mostró que las medidas correctivas pueden tener un costo que en ocasiones es desproporcionadamente alto: el camino que siguió el productor más ambicioso para llevar el pastizal manejado de la condición (b) a la (c) fue muy corto; el camino para regresar de (c) a (b) fue mucho más largo y costoso. Esta diferencia entre los caminos de ida y regreso entre dos estados se llama histéresis. En términos generales, es muy común que los esfuerzos para restaurar una comunidad biótica sean muchísimo mayores que los esfuerzos que se requirieron para deteriorarla.

3.7 Manejo interactivo del pastizal entre dos agentes sociales. Algunos problemas de cooperación, regulación, justicia y equidad social

Desarrollaremos ahora una historia que nos permite explorar algunos procesos microsociales que surgen cuando más de un actor pretende manejar y aprovechar el mismo recurso natural. Estos procesos —presentados aquí de manera muy esquemática— son relevantes para que persista el recurso y para que sea viable su aprovechamiento en sociedad. En este ensayo, nuestro interés no es discutir estos procesos en extenso, sino mostrar cómo el modelo dinámico nos permite ponerlos de manifiesto y explorarlos. Para ello, nos apoyaremos en series de tiempo que muestran explícitamente la dinámica de la MSPA a lo largo de varias estaciones lluviosas. Estas series fueron generadas con un simulador sencillo que construimos en una hoja de cálculo electrónica (Microsoft Excel) y que itera el modelo (9) día tras día. El lector interesado en tener acceso a este simulador y saber cómo se construye, puede contactar al primer autor (lgarcia@sclc.ecosur.mx).

Esta es la historia: dos productores jóvenes acaban de ser dotados por la comunidad con medio predio de pastizal para cada quien. Por experiencia de sus mayores, saben que la estrategia de máxima productividad es meter 6 animales en un predio completo, de manera que cada quien podría meter 3 animales en su dotación (ver figura 11). Sus terrenos son contiguos. Separarlos con un cerco sería caro. Además, ambos trabajan fuera de la comunidad por temporadas y les resulta difícil cuidar el ganado todo el tiempo, pues no pueden separarse de su empleo externo por más de dos meses. Por todo ello, deciden cooperar para cuidar su ganado. Acuerdan meter las 6 vacas (3 cada quien) en el predio unificado (figura 2, ladera derecha). La estación de pastoreo en este pastizal dura 6 meses. Cada quien cuidará el hato durante dos meses; quien cuide solo un bimestre este año, cuidará dos bimestres al año siguiente. Lanzan una moneda al aire para decidir quien cuida primero; le toca cuidar al productor 2 durante el primer bimestre.

FIGURA 14



En la figura se señalan la cantidad de vacas del productor 1 y 2 respectivamente, en cada bimestre. La línea punteada representa el estado de equilibrio de la MSPA con un hato de 6 vacas por predio.

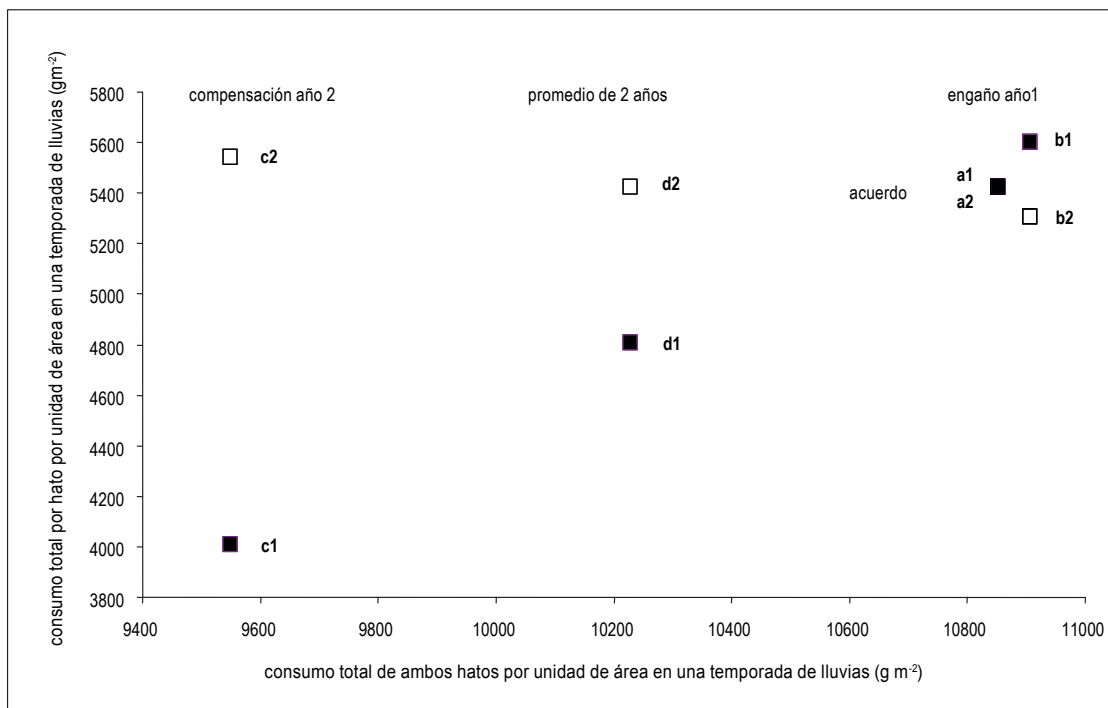
El productor 1 recibe el pastizal en buenas condiciones al finalizar el primer bimestre de lluvias: como están en equilibrio la producción y el consumo, la MSPA se ha estacionado en $1,228 \text{ g m}^{-2}$ (punto a; figura 14). Transcurrido un mes del segundo bimestre, el productor 1 cae en la tentación de meter un animal adicional al potrero durante los siguientes 30 días. Lo hace a escondidas de su socio, con la idea de obtener un beneficio adicional mientras que entrega otra vez el cuidado del pastizal al productor 2. Al final del segundo bimestre, el productor 2 recibe el pasti-

zal y se da cuenta que ocurrió algo raro, pues la MSPA ha descendido notoriamente (punto b; figura 14). Presiona al productor 1 y él termina por confesarle lo que hizo. De momento, regresan al esquema original de 3 animales cada quien durante el tercer bimestre, pero se dan cuenta que la MSPA del pastizal sigue descendiendo y que los animales engordan cada vez menos. Al final del tercer bimestre, la MSPA ha descendido a 746 g m^{-2} (punto c; figura 14). Los productores discuten agriamente sobre lo que harán en la temporada de pastoreo del próximo año, y llegan a pensar en separar sus pastizales y atender cada quien sus 3 animales. Intuyen sin embargo que esto no detendrá el deterioro (puntos d-e; figura 14) y sólo implicará más gastos y esfuerzos. Si continúan siendo socios, el próximo año tendrían que reducir el hato para poder restaurar la condición de manejo original. Al productor agraviado no le basta con esto. Exige que durante el segundo año, su hato pueda consumir el pasto que dejó de comer durante el primer año, de manera que el consumo promedio por año sea el que esperaba. Es decir, exige que los costos de restauración y de compensación económica los pague el infractor del acuerdo. Esto plantea varias interrogantes: ¿cuántos animales tendría que sacar el productor 1 y por cuánto tiempo?, ¿qué costo tendría esto para él comparado con lo que ganó con su engaño?, ¿le parecerá equitativo y justo?, y ¿estará dispuesto a hacerlo a fin de restaurar el pastizal y mantener la cooperación?

Para contestar estas preguntas, usamos el simulador con tres propósitos: (1) cuantificar el consumo anual del hato de cada productor si se hubiera respetado el acuerdo todo el año, (2) calcular las ganancias y pérdidas de consumo generadas por el engaño, y (3) explorar y elegir estrategias de manejo del hato que podrían compensar al productor 2 durante el segundo año.

La figura 15 (puntos a y b) muestra que, de haberse respetado el acuerdo, el hato de cada productor habría consumido en total $5,425 \text{ g m}^{-2}$ de MSPA el primer año (puntos a1 y a2). Recuerda que este consumo por hato es el más alto posible entre los que pueden mantener la MSPA del pastizal en un atractor tipo B. El consumo adicional es posible (puesto que hay MSPA disponible), pero saca la MSPA de la cuenca tipo B y la coloca en la cuenca tipo A en la que esta variable termina por colapsar.

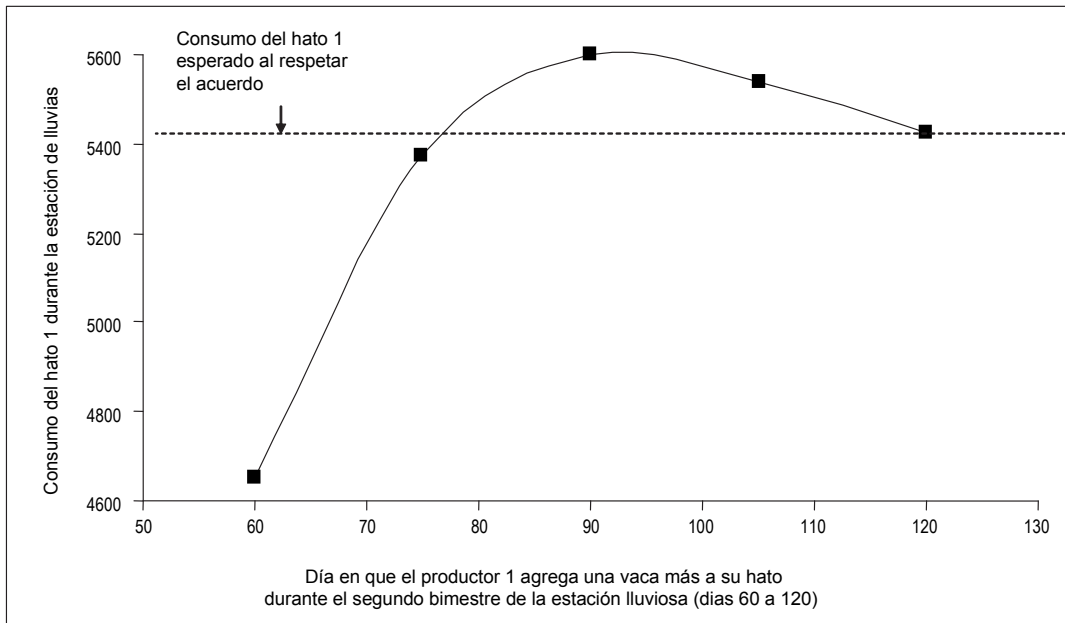
FIGURA 15



La posibilidad de obtener una ganancia adicional de corto plazo —fuera del acuerdo y poniendo en riesgo la persistencia del pastizal— genera un incentivo perverso: obtener una ganancia adicional haciendo que quien sí respeta el acuerdo original pague el costo. Este incentivo recibe el nombre de riesgo moral. En nuestra historia uno de los productores ha caído en la tentación de aprovechar esta oportunidad.

La figura 16 muestra que, en la estrategia de manejo de 3 y 3 vacas de cada quien acordada por los productores, esta ganancia adicional no es proporcional al tiempo que dura el engaño; la relación es fuertemente no lineal. Si el productor 1 hubiera metido su cuarta vaca antes o después del día 90, su ganancia habría sido menor, o incluso negativa. Pero con algo de malicia y algo de suerte, su elección de fecha fue óptima: el consumo de sus cuatro vacas durante el segundo bimestre sólo subió de 5,425 a 5,601 g m⁻² de MSPA (figura 15; punto b1). Mientras, el consumo de las tres vacas del socio agraviado bajó a 5,306 g m⁻² de MSPA en el mismo periodo (figura 15; punto b2).

FIGURA 16



La figura 14 muestra la dinámica de la MSPA durante el segundo año, al aplicar la estrategia de manejo elegida para compensar al productor 2 y restaurar el equilibrio inicial. En esta estrategia, representada también en la figura 17, el productor 2 mete sus tres vacas toda la estación, pero el productor 1 sólo mete una vaca durante el primer bimestre, dos durante el primer mes del segundo bimestre y tres el resto de la temporada de lluvias. Los puntos c1 y c2 de la figura 15 muestran el consumo de cada hato durante el segundo año, y los puntos d1 y d2 el consumo promedio de cada hato durante los dos años.

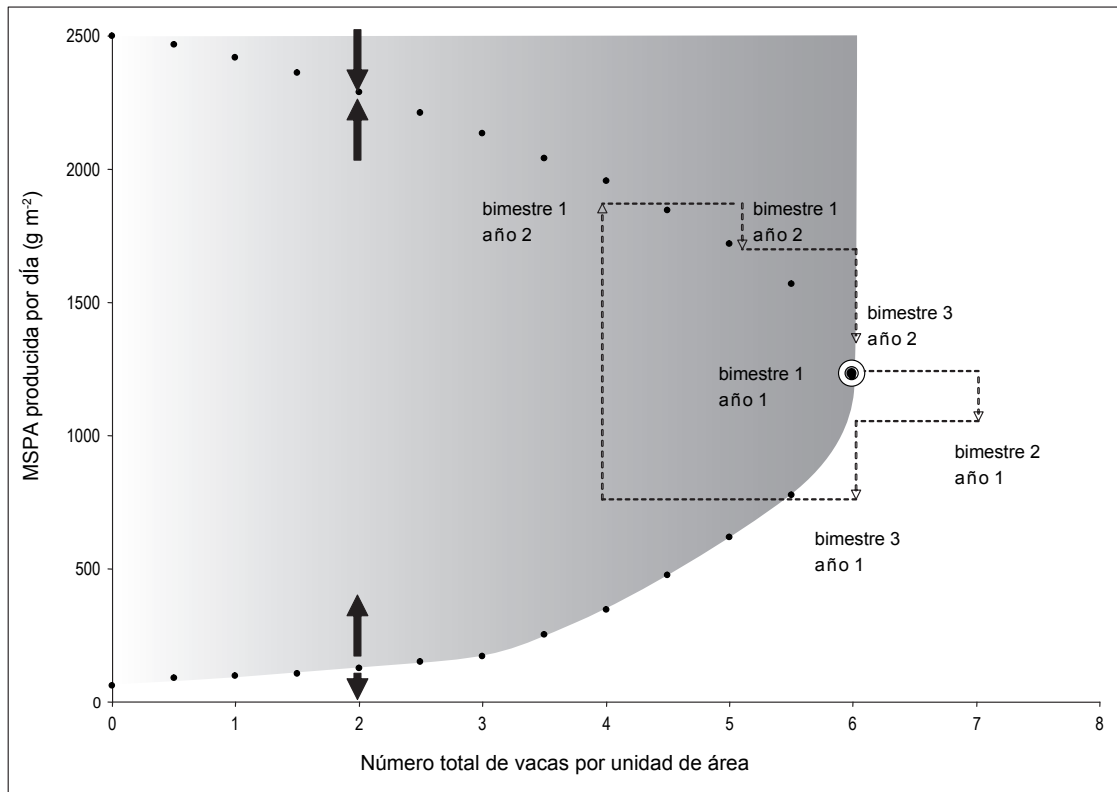
El productor 1 sólo ganó 3% más el primer año cuando violó el acuerdo. Si asumiera completamente los costos de restaurar y de compensar completamente al productor 2, debería perder 26% el segundo año (y perdería en total 12%). Esta desproporción entre lo que gana si no compensa y lo que pierde si lo hace obedece al fenómeno de histéresis que discutimos con anterioridad. Obviamente, las ventajas de largo plazo de compensar y restaurar pueden ser suficientemente atractivas para aceptar este costo, pero el productor 1 siempre tiene la opción de quedarse con su 3% de ganancia, romper la asociación y restaurar solamente su parte.

Considerado todo lo anterior, invitamos al lector a reflexionar: si estuviera en el lugar del productor que cayó en la tentación de meter la cuarta vaca, ¿le parecería práctico, equitativo y justo asumir todo el costo de la decisión errónea?, ¿propondría una solución negociada distinta?, o ¿rompería la asociación?

Esta historia ejemplifica la tensión que existe entre dos concepciones muy distintas sobre la cooperación social, una que la entiende como una actividad estratégica y otra que la entiende como una acción ética. La cooperación estratégica surge por la convergencia negociada de intereses; es decir, cuando dos o más personas, cada una persiguiendo sus propios intereses individuales, deciden realizar acciones conjuntas con el fin de obtener una ganancia personal adicional. Es importante reconocer que, bajo esta concepción, cada uno de los hermanos sería considerado un oportunista, quien además sabe que el otro también es un oportunista. Por eso, lo consideraría a él y a su disposición a cooperar estratégicamente sólo como un medio para alcanzar sus propios fines. Pero entonces, si la disposición a cooperar de su hermano le brinda la oportunidad de incurrir en riesgo moral..., ¿por qué no hacerlo? En

realidad, el otro hermano no puede quejarse, ya que desde el inicio ha aceptado y funcionado de acuerdo con los principios de la cooperación estratégica. ¿Cómo puede un oportunista justificar el castigo a otro que sólo ha aprovechado a fondo las oportunidades que la forma de cooperación acordada les brinda?

FIGURA 17



Puede ser que el párrafo anterior provoque asombro en algunos lectores. Si es así, probablemente se debe a que prefieren la concepción de la cooperación que la considera un medio para alcanzar un bien común. Un bien común es uno que una comunidad acepta como parte del florecimiento del modo de vida de todos sus miembros. Partes constituyentes de este bien común son los beneficios individuales y colectivos que reporta para todas las partes, junto con las actividades colectivas implicadas en la cooperación: las arduas horas de trabajo intelectual y físico compartido, y los momentos de ocio y gozo colectivos que siempre los acompañan. Es evidente que, desde esta perspectiva, la conducta oportunista del hermano 1 es en sí misma reprobable y merece un castigo. Sin embargo, ¿qué tan fuerte debe ser este castigo?, ¿deber recaer la responsabilidad únicamente sobre él? Es evidente que la comunidad de hermanos ha cometido de inicio una imprudencia, al menos en dos sentidos. Por un lado, ha permitido la evolución en sus prácticas de incentivos perversos o tentaciones ante los que fácilmente sucumbirán los espíritus débiles. Por otro lado —aunque no presentaremos la evidencia aquí—, es interesante notar que si los productores hubieran acordado una estrategia de manejo menos productiva pero más tolerante a cambios (p. ej., dos y dos vacas), la desproporción de la que estamos hablando habría sido mínima. Podría pensarse que en cierta medida son corresponsables de la vulnerabilidad del pastizal a cualquier tipo de riesgo.

Existe una vasta literatura —con orígenes que se remontan a los escritos védicos, la biblia y los poemas homéricos— que tratan sobre estas dos concepciones de la cooperación y sus dilemas. Los propios de la cooperación estratégica están en el núcleo de la llamada “tragedia de los recursos comunes”, y existen innumerables propuestas para corregirla. Por otro lado, diversas teorías modernas de la justicia han tratado de resolver los dilemas de la cooperación para el bien común. Ambas formas de cooperación funcionan y se confunden en los procesos sociales modernos. Aquí no las estudiaremos más. Nuestro único propósito ha sido explorar cómo un proceso dinámico de manejo de recursos naturales, incluso en sus escalas más reducidas y en su expresión más estilizada, puede hacer brotar esta confusión y la tensión que se deriva de ella.

4. CONCLUSIONES

¿Qué aprendimos?

En este capítulo hemos modelado la dinámica natural de una comunidad biótica (el pastizal natural) y los efectos de diversas estrategias de manejo sobre esta dinámica, y en particular los efectos sobre la persistencia o colapso de la comunidad. Para ello redujimos a su mínima expresión la comunidad biótica, el manejo y la forma de modelar estos dos procesos. Esta simplificación está lejos de capturar todo lo que está implicado en los procesos socioambientales más complejos, pero esperamos haber contribuido a que el lector: 1) entienda la importancia de estudiar formalmente los aspectos medulares de la dinámica de un proceso cuando se pretende evaluar sus tendencias a persistir, colapsar o transformarse; 2) comprenda el significado dinámico de los atributos de sustentabilidad, y 3) se sienta motivado para profundizar en este enfoque y sus herramientas.

El capítulo empezó por mostrar, con un ejemplo, que la sustentabilidad de una estrategia de manejo de un recurso no puede evaluarse correctamente de manera estática, y que lo que es cierto para un estado del recurso no se puede extrapolar linealmente a otros estados.

Después se mostró que el recurso tiene una dinámica. Cuando el recurso está sometido a una retroalimentación positiva (promoción) y negativa (regulación), es atraído a un estado de equilibrio estable; frecuentemente se encuentra en tránsito hacia este estado atractor, y rara vez permanece en él debido a perturbaciones. Además, es común que el recurso pueda ser atraído potencialmente hacia distintos estados atractores, y que el manejo modifique el atractor al que es atraído el recurso. Algunas cuencas de atracción están formadas por estados en los que el recurso persiste y es aprovechable; otras conducen al colapso del recurso. Vimos también que, en ocasiones, una decisión de manejo mueve el estado del recurso pero sin sacarlo de la cuenca de un atractor favorable; otras veces lo hace entrar en la cuenca de un atractor desfavorable.

Es importante tener en mente que una decisión de manejo generalmente cambia de manera simultánea la forma de todas las cuencas de atracción en las que potencialmente puede encontrarse el recurso. Usando la metáfora del riel y la canica, resulta que la decisión de manejo no empuja la canica sobre un riel que mantiene un relieve fijo; más bien, modifica el relieve y la canica responde a este cambio, deslizándose hacia el punto localmente más bajo. Cada cuenca (favorable o desfavorable) tiene una posición, una forma y un tamaño; por lo tanto, tiene una productividad, una resiliencia y una confiabilidad determinadas. En una cuenca favorable, la resiliencia y la confiabilidad altas pueden resultar muy deseables para el aprovechamiento del recurso; en cambio, las mismas condiciones son un obstáculo para sacar al recurso de una cuenca desfavorable; es decir, para restaurarlo.

Después vimos que es difícil definir de antemano cuál estrategia de manejo permitirá una alta productividad y a la vez que el recurso persista; cuando existen varios atractores favorables (cuando el recurso es adaptable) es posible practicar un manejo adaptativo. Este es un proceso interactivo que requiere del monitoreo continuo de la respuesta del recurso. Del monitoreo derivan acciones correctivas que permiten que la misma cuenca favorable mantenga dentro de ella a la canica o bien que la canica sea capturada por otra cuenca favorable. Cuando la canica termina en una cuenca desfavorable y es difícil sacarla de ahí, la estrategia de manejo y las medidas correctivas han fallado.

Finalmente, exploramos una situación en la que el manejo interactivo del recurso es decidido por más de un agente social. El modelo dinámico nos permitió generar escenarios en los que se manifiesta el riesgo moral, y surgen dilemas de equidad y justicia propios de la llamada cooperación estratégica.

Esta historia y este modelo del pastizal se podrían seguir elaborando: podríamos introducir otros recursos además del pasto; las cuencas de atracción serían entonces multidimensionales y difíciles o imposibles de visualizar con el modelo de riel y canica, y se utilizarían otras técnicas de representación. Por supuesto, cada recurso podría depender de muchas más variables ambientales y de manejo, por lo que el paisaje multidimensional de cuencas de atracción se volvería más abigarrado y sufriría deformaciones más complejas con cada intervención. Los efectos del manejo podrían presentarse simultáneamente en varias escalas espacio-temporales. Finalmente, los procesos de colapso y reorganización (tanto de los recursos como de las estrategias sociales de manejo) no tendrían que ser mutuamente excluyentes; podrían ser causa y efecto uno del otro, y estos ciclos podrían ser la base del proceso continuo de transformación ambiental y social, como sugieren algunos autores (Gunderson y Holling, 2002).

Herramientas para construir modelos propios

En este capítulo planteamos un caso hipotético de manejo de un recurso natural, que pudo ser simulado con las herramientas más sencillas desarrolladas hace tiempo por la disciplina conocida como modelación de sistemas dinámicos no lineales. A quien no es matemático(a) y quiera profundizar su aprendizaje sobre el uso de estas herramientas, le recomendamos hacerlo mediante ejercicios prácticos. Para ello puede adquirir programas de modelación y simulación por computadora como STELLA™ (ISEE Systems 2007) o Vensim® ver.5. (Ventana Systems, 2007). Además, hay varios libros y manuales que sirven de guía paso a paso en la construcción de modelos muy interesantes y cada vez más sofisticados (p. ej., Martín-García, 2003; Fisher, 2004).

Comúnmente, para el manejo de recursos naturales interesa estudiar procesos socioambientales que son mucho más complejos que el presentado de manera muy estilizada en este capítulo. Su estudio es materia de esfuerzos disciplinarios e interdisciplinarios de un gran número de campos de investigación, y los métodos y herramientas utilizadas son muy diversos. En lo que toca a su modelación, el desarrollo de las computadoras ha permitido simular procesos socioambientales muy complejos, y explorar a fondo antiguas intuiciones sobre la naturaleza y predictibilidad de los procesos turbulentos y caóticos (Gleick, 1987), sobre las propiedades de diversos tipos de redes naturales y sociales (Capra, 2002), sobre la emergencia y dinámica espacio-temporal de los procesos jerárquicos autoorganizados (Barnett y Houston, 2005; García-Barrios 2006), y sobre el carácter cíclico del colapso y reorganización de los procesos bióticos y sociales (Gunderson y Holling, 2002).

Para el estudio de procesos socioambientales complejos, puede ser particularmente útil simular explícitamente el accionar colectivo de grandes conjuntos de agentes sociales individuales que manejan recursos distribuidos espacialmente y que siguen reglas de interacción definidas (azarosas o deterministas). Estas reglas pueden ser ecuaciones sencillas como las que usamos en este capítulo o pueden ser reglas lógicas (si... entonces) que se definirán según el tipo de agente, su ubicación espacial y su vecindario. Existen varias plataformas de programación para este propósito. Las hay relativamente sencillas, como STARLOGO para Macintosh (Resnick y Kopfler, 1998) y NETLOGO para Windows (Willensky, 1999); intermedias como ASCAPE (Brookings Institution, 2000) y REPAST (North *et al.*, 2005), o complicadas como SWARM-WIKI (CSS, 2003). Algunos pueden interactuar con imágenes geográficas y bases de datos georreferenciadas. Todas ellas cuentan con excelente literatura (p. ej., Colella, Klopfer y Resnick, 2001), y los programas, manuales didácticos y ejemplos pueden adquirirse sin costos en internet. Invitamos a los lectores a explorar estas herramientas.

Existen también varios programas que simulan sistemas de producción. Éstos se alimentan con datos aportados por el usuario y permiten explorar la sustentabilidad de estrategias de manejo de recursos naturales específicos. APSIM (McCown *et al.*, 1996) y CORMAS (CIRAD, 2001; Barreteau, 2003; Berger, 2006) son ejemplos recientes⁴.

En la actualidad, algunos modeladores se esfuerzan por incorporar desde el inicio del proceso de modelación de una situación de manejo de recursos naturales a los diversos agentes sociales involucrados. Ellos aportan su visión del problema, sus intereses y sus estrategias de acción. Los diferentes actores sociales interactúan y aprenden en el propio proceso de construcción del modelo, y luego lo usan colectivamente para explorar y negociar escenarios. El tema de los modelos participativos basados en agentes amerita en sí mismo un capítulo; por el momento, recomendamos la lectura de Pérez y Battens (eds.), 2003, y Dray *et al.*, 2003. En estas publicaciones se encuentran una revisión amplia del tema, ejemplos muy interesantes y una introducción a la literatura.

Para cerrar este capítulo resumimos algunas sugerencias prácticas para aplicar el enfoque de procesos dinámicos complejos cuando se realiza una evaluación de sustentabilidad de una estrategia de manejo de recursos naturales:

La sustentabilidad de una EMRN radica en su capacidad de crear dinámicas sociales y ambientales que permiten que el recurso se renueve y que se genere un máximo de bienestar y un mínimo de conflicto social en torno a su aprovechamiento. Las variables y los indicadores elegidos para estudiarla deben ser capaces de evaluar explícitamente esta capacidad. Esta elección debe ser guiada por un marco teórico de sistemas socioambientales, por una

⁴ Nos permitimos mencionar que con algunas de las herramientas descritas hemos construido otros programas y ejercicios de simulación que ponemos a disposición de los lectores, en los que se pueden explorar escenarios y que ayudan a entender mejor la dinámica de los sistemas complejos socioambientales. Dos de ellos se encuentran en el CD interactivo que acompaña este libro; los otros cuatro (Cybercrop, García-Barrios y Burkitt 2003; Agrodiversity ver.2, García-Barrios y Speelman, 2006; Strawberry Fields Forever, Speelman y García-Barrios, 2006; ¡Caracoles! Ver.2 García-Barrios, Pimm y López Gómez, 2006) se pueden solicitar sin costo al primer autor (lgarcia@slc.ecosur.mx).

caracterización y un modelo conceptual de las EMRN evaluadas, y por hipótesis explícitas acerca de las fortalezas y las debilidades que posee cada una.

El comportamiento dinámico de las variables elegidas sólo se puede capturar mediante estudios longitudinales (retrospectivos y prospectivos) de mediano o largo plazo. Evidentemente, los estudios longitudinales pueden ser tardados y costosos. Sin embargo es posible hacerlos más breves, eficientes y económicos: Aunque las variables físico-bióticas, económicas y sociales que intervienen en la dinámica del manejo de un recurso son muy numerosas, es posible seleccionar únicamente las que gobiernan más intensamente la dinámica del proceso de manejo, y centrar el esfuerzo en caracterizar la manera como estas variables interactúan. Se puede caracterizar esta red mínima de interacciones de manera conceptual, de manera gráfica o construyendo modelos analíticos y de simulación sencillos. En los tres casos es posible explorar y en cierta medida anticipar los comportamientos cualitativos que derivan de estas interacciones, y cotejarlos con los comportamientos observados en la realidad. Al describir estos comportamientos teóricos y empíricos, debe ponerse particular atención en identificar 1) las tendencias que muestran estas variables críticas; 2) su sensibilidad a los cambios en otras variables críticas; 3) las condiciones umbrales en las que las variables experimentan cambios cualitativos que son relevantes para la sustentabilidad de la estrategia de manejo de recursos naturales, y 4) el grado de dificultad para revertir cambios cualitativos desfavorables ó para adaptarse a ellos.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Aracil, J. y F. Gordillo. 1997. *Dinámica de sistemas*. Alianza Editorial, España.
- ASCAPE^R ver. 1.9.1.2000. 'A Tool to Support Agent Based Research'. The Brookings Institution, Washington, DC.
- Barnett, G.A. y Houston, R., 2005. *Advances in Self-Organizing Systems*. Hampton Press, Nueva Jersey.
- Barreateau, O., C. Le Page y P. D'Aquino. 2003. "Role-Playing Games, Models and Negotiation Processes". *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 6 (2): 10
- Berger, T., P. Schreinemachers y J. Woelcke. 2006. "Multi-agent Simulation for the Targeting of Development Policies in Less-favored Areas". *Agricultural Systems*, 88: 28-43.
- Berkes F. y C. Folke (eds.). 1998. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Bossel, H. 2001. "Assessing Viability and Sustainability: A Systems-based Approach for Deriving Comprehensive Indicator Sets". *Conservation Ecology*, 5(2): 12.
- Capra, F. 1998. *La trama de la vida. Una nueva perspectiva de los sistemas vivos*. Anagrama, Barcelona.
- Capra, F. 2002. *The Hidden Connections. A Science of Sustainable Living*. Ancor Books, Nueva York.
- Center for Complex Systems Studies. 2003. SWARM-WIKI^R 'A Resource for Agent Based Modeling'. University of Michigan, Ann Arbor, Estados Unidos de América.
- Colella, V., E. Klopfer y M. Resnick. 2001. *Adventures in Modeling: Exploring Complex, Dynamic Systems with StarLogo*. Teachers College Press, Nueva York.
- Cormas^R 2001-Natural Resource and Multi-Agent Simulations. Centre de Cooperation Internationale en Recherche Agronomique pour le Developpement, Francia. <http://cormas.cirad.fr/en/outil/outil.html/>.
- Dray A., P. Perez, C. LePage, P. D'Aquino e I. White. 2003. "AtollGame: A Companion Modelling Experience in the Pacific". En: P. Pérez y D. Battens (eds.). *Complex Science for a Complex World. Exploring Human Ecosystems with Agents*. Australia National University E-Press.
- Fisher D., 2004. *Modeling Dynamic Systems: Lessons for a First Course*. ISEE Systems, Estados Unidos de América.
- García-Barrios, L. y M. Burkitt. 2003. *CYBERCROP. A Spatially Explicit Intercrop Growth Model*. El Colegio de la Frontera Sur, México.
- García-Barrios, L. y E. N. Speelman. 'Agrodiversidad. ver.2, 2006. Herramienta Educativa para el diseño de sistemas agrícolas sustentables con alta diversidad biológica'. El Colegio de la Frontera Sur, México.
- García-Barrios, L., M. Pimm y P. López Gómez. 2006. '¿CARACOLES ! ver. 2. Un simulador de procesos de autoorganización espacial'. El Colegio de la Frontera Sur, México.

- García-Barrios, L. 2006. 'Un juego para ver, entender, predecir, e intervenir los procesos autoorganizativos de una sociedad imaginaria muy sencilla. Programa y un hipertexto electrónico en seis capítulos'. CD anexo, en Ruelas Barajas E., R. Mansilla y J. Rosado Muñoz (eds.). *Las ciencias de la complejidad y la innovación médica: ensayos y modelos*. SSA, Instituto de Física-UNAM/ Centro de Investigaciones Interdisciplinarias de Ciencias y Humanidades-UNAM/ Grama Editora, México.
- García-Barrios L. y R. García-Barrios. 1992. "La modernización de la pobreza. Dinámica del cambio técnico entre los campesinos temporaleros de México". *Revista Estudios Sociológicos*, 10(29): 263-288.
- Gleick, James. 1987. *Making a New Science*. Penguin Books/ Harmomndsworth, Middlesex, Gran Bretaña.
- Gunderson, H. L., y C. S. Holling. 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, DC.
- Holling, C. S. 2001. "Understanding the complexity of economic, ecological and social systems". *Ecosystems* 4: 390-405.
- Martin García, J. 2003. *Teoría y ejercicios prácticos de dinámica de sistemas*. Universidad de Catalunya.
- Martin García, J. 2004. *Sysware: Dinámica de sistemas, pensamiento sistémico y gestión dinámica*. Cátedra UNESCO en Tecnología, Desarrollo Sostenible, Desequilibrios y Cambio Global de la UPC.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.
- McCown, R. L., G. L. Hammer, J. N. G. Hargreaves, D. P. Holzworth y D. M. Freebairn. 1996. "APSIM: A Novel Software System for Model Development, Model Testing and Simulation in Agricultural Systems Research". *Agricultural Systems*, 50: 255-271.
- North, M.J., T. R. Howe, N. T. Collier y J. R. Vos. 2005. "Repast Symphony Runtime System". En C. M. Macal, M. J. North y D. Sallach (eds.). *Proceedings of the Agent 2005 Conference on Generative Social Processes, Models and Mechanisms*. ANL/DIS-06-1. Argonne National Laboratory / University of Chicago, octubre.
- Noy-Meir, I. 1973. "Desert Ecosystems: Environment and Producers". *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 25-51.
- Pérez P. y D. Battens (eds.). 2003. *Complex Science for a Complex World. Exploring Human Ecosystems with Agents*. Australia National University E-Press, Australia.
- Resnick, M. y E. Klopfer. 1998. 'StarLogo 2.0'. MIT Media Lab. Massachusetts Institute of Technology, Estados Unidos de América.
- Reynolds J. Fy D. M. Stafford Smith. 2002. *Global Desertification. Do Humans Cause Deserts?* Dahlem Workshop Report 88. Dahlem University Press, Alemania.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J. Foley, C. Folkes y B. Walker. 2001. "Catastrophic Shifts in Ecosystems". *Nature*, 413: 591-596.
- Smyth, A. J. y J. Dumanski. 1993. *FESLM: An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management*. World Soil Resources Reports 73. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Speelman E. y García-Barrios, L. 2006 . "Strawberry Fields Forever? Developing a SocioEcological Simulation Game with Agrodiversity ver.2 for Exploring Biodiversity Management Issues in Sustainable Agriculture". Págs. 289-303, en Macal, C., M. North, D. Sallach y T. Wolsko (eds.). *Proceedings of the Agent 2006 Conference Social Agents: Results and Prospects*. Argonne National Laboratory / University of Chicago.
- STELLA™ 2007. ISEE Systems, Estados Unidos de América.
- Vensim® ver.5. 2007. 'A Dynamical System Modeling Tool'. Ventana Systems Inc. <http://www.vensim.com/software.html/>.
- Verhulst, P. F. 1838. "Notice sur la loi que la population poursuit dans accroissement". *Correspondance mathématique et physique*. 10: 113-121.
- Walker, B., S. Carpenter, J. Anderies, N. Abel, G. Cumming, M. Janssen, L. Lebel, J. Norberg, G. D. Peterson, y R. Pritchard. 2002. "Resilience Management in Social-ecological Systems: a Working Hypothesis for a Participatory Approach". *Conservation Ecology*, 6.
- Wilensky, U. 1999. 'NetLogo'. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University. Evanston, IL. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>.

9 Simuladores de escenarios complejos socioambientales: herramientas de apoyo para entender, evaluar y negociar estrategias sustentables de manejo de recursos naturales

Luis García-Barrios y Max Pimm

1. INTRODUCCIÓN

Los procesos socioambientales involucrados en un análisis de sustentabilidad conforman sistemas complejos en los que interactúan desde unas pocas hasta varias centenas de variables. Estas interacciones conducen a: 1. procesos de retroalimentación entre variables que pueden ser positivos (relaciones directas) y negativos (relaciones inversas); 2. respuestas no lineales; 3. umbrales reversibles e irreversibles; 4. propiedades emergentes, y 5. comportamientos impredecibles, inesperados y no deseados (Sterman, 1988, 1994; Stroschneider y Güss, 1999; Spector *et al.*, 2000).

La mayoría de las personas tenemos dificultad para lidiar con esta complejidad y tendemos a manejar los recursos naturales (y otros procesos) con estrategias de corto plazo, y a buscar soluciones *ad hoc* y de visión muy corta que sólo funcionan dentro de ciertos límites estrechos y que, a la postre, resultan no sustentables (Dörner, 1997).

El proceso social de manejo de recursos naturales (MRN) se ha vuelto cada vez más complejo, interdependiente e incierto (Gunderson, 1999). En consecuencia, los actos aparentemente independientes de los distintos actores sociales involucrados pueden producir resultados no deseados y de consecuencias incontrolables para todos (Bouwen y Taillieu, 2004). Esto contribuye al conflicto y al distanciamiento entre los actores sociales, lo cual es desafortunado puesto que: *a)* desde el punto de vista social, hoy es cada vez más difícil manejar correctamente un recurso sin el consenso de numerosos agentes sociales, y *b)* desde el punto de vista técnico, entender y manejar estos sistemas complejos requiere conjugar los conocimientos y experiencias dispersas de todos los actores (Spector y Anderson, 2000).

Al aumentar la presión sobre los recursos, la relación entre los actores sociales involucrados se vuelve más aparente y más intensa. Esto conduce a conflictos cada vez más agudos. (p. ej., Senegal-Dray *et al.*, 2006; México-Speelman *et al.*, 2006; Bhutan-Gurung *et al.*, 2006). Estos conflictos pueden ser locales (p. ej., los habitantes rurales de la parte alta y baja de una cuenca), o bien de mayor escala, como la disputa sobre el uso del suelo para la producción agrícola o para la conservación de la fauna y la flora silvestres. Negociar opciones de manejo sustentables a escala local y regional entre todos los actores involucrados es una tarea prioritaria pero nada sencilla. Requiere que todos los actores sinceramente interesados en la sustentabilidad del recurso: 1. tengan un mejor entendimiento de cómo los ecosistemas y agroecosistemas responden de manera no lineal, compleja e inesperada a las prácticas de manejo, y 2. desarrollen una mente abierta al diseño colectivo de estrategias que consideran estas respuestas y los intereses de todos los actores sociales legítimamente involucrados. Parece particularmente importante involucrar en este proceso a los miembros de

ONG, los operadores gubernamentales y los académicos pues ejercen una influencia significativa en la elaboración de políticas de MRN y en la asignación de presupuestos, y aunque tienen una educación formal, ésta no necesariamente incluye el enfoque de sistemas dinámicos que se requiere para el análisis de sustentabilidad.

El MESMIS (Maserá *et al.*, 1999) está en continua revisión y desarrollo. Su aplicación a numerosos estudios de caso (presentados o revisados en Maserá y Ridaura, 2000; Astier y Hollands, 2007; Speelman *et al.*, 2007) ha hecho evidente que esta metodología necesita clarificar y hacer más énfasis en varios aspectos: 1. la naturaleza dinámica de los atributos de sustentabilidad; 2. las respuestas complejas y no lineales de los recursos naturales a las estrategias de manejo; 3. el carácter interactivo-adaptativo del diseño de estrategias sustentables de manejo de los recursos naturales; 4. los *trade-offs* —o contraprestaciones— que se presentan entre distintos indicadores cuando se pretenden optimizar de manera simultánea, y 5. manejar los conflictos que surgen entre los intereses de los distintos actores sociales involucrados en una evaluación multicriterio de sustentabilidad.

Estas necesidades de desarrollo del MESMIS se están cubriendo de diferentes maneras, y los avances se presentan en los capítulos de este libro. Una de ellas es la construcción de simuladores de escenarios socioambientales que permitan al usuario comprender y manejar de forma integral y simultánea los cinco puntos antes mencionados.

Los dos simuladores de escenarios socioambientales desarrollados hasta ahora en este marco (capítulos electrónicos 14 y 15 de este libro) se basan en historias ficticias. Estas historias representan versiones estilizadas de situaciones posibles, y han sido construidas con base en la experiencia empírica de los autores y en la revisión de literatura. Su propósito es fundamentalmente didáctico. Son relativamente simples y esquemáticas para hacerlas manejables como ejercicios, pero contienen suficientes elementos e interacciones no lineales como para confrontar a los usuarios con algunos de los desafíos de la evaluación integral y del manejo sustentable de los recursos naturales en territorios campesinos. Estos simuladores contienen varios modelos dinámicos, pero no requieren que el usuario tenga conocimientos de modelación ni de matemáticas avanzadas. Ambos simuladores están ampliamente ilustrados y acompañados de textos y tutoriales; únicamente requieren de que el usuario pueda leer gráficas sencillas y tablas de números. Estas herramientas se han utilizado hasta ahora en una docena de talleres locales, nacionales e internacionales dirigidos a estudiantes de posgrado, técnicos, investigadores, líderes de organizaciones de productores, y funcionarios de gobierno. Los resultados didácticos han sido muy favorables (ver García-Barrios *et al.*, 2007). El lector también encontrará una revisión sobre el uso cada vez más extendido de los simuladores para estudiar sistemas socioambientales y para evaluar y manejar recursos naturales en territorios campesinos. Aquí examinaremos brevemente los dos simuladores desarrollados como parte del MESMIS, haciendo énfasis en lo que aportan respecto de los cinco puntos señalados.

2. SIMULADOR “SUSTENTABILIDAD Y SISTEMAS DINÁMICOS” (SUSSI)

El programa de simulación interactivo llamado “Sustentabilidad y Sistemas Dinámicos” (SUSSI)¹ tiene el propósito de que el lector entienda cómo las interacciones entre los componentes de un agroecosistema afectan su comportamiento productivo, y que comprenda mejor cuatro de los siete atributos usados en el MESMIS (estabilidad, resiliencia, confiabilidad y adaptabilidad).

El programa presenta una historia sencilla en la que el comportamiento de la población de un insecto es crucial para que se sostenga o se extinga un proceso de producción y recolección de frutos que complementa de manera importante los ingresos de una comunidad campesina. El comportamiento de esta población de insectos depende de su interacción continua con otros organismos. Por lo tanto, la producción de frutos de la que dependen los campesinos es un proceso sistémico. El programa conjuga varios modelos dinámicos que describen los cambios en las poblaciones de las especies involucradas, como resultado de sus interacciones intra e interespecíficas. Estos procedimientos los ejecuta el programa internamente. Las reglas y los parámetros de las interacciones dentro del sistema están definidas cuantitativamente, pero el usuario sólo tiene que entenderlas cualitativamente. En el curso de la historia, se observan distintos comportamientos sistémicos de la población del insecto, así como sus consecuencias sobre la producción de frutos. Se usan estos comportamientos para comprender mejor las definiciones abstractas de

¹ Incluido en el capítulo 14, en el disco compacto que acompaña este libro.

algunos atributos que describen —en los términos más generales— si un proceso sistémico, por sí mismo, es capaz o no de mantenerse funcionando adecuadamente. Las situaciones que se presentan en esta historia son, sin duda, simplificaciones de la realidad. Si el usuario está dispuesto a aprender jugando, y a tomar por buenas las reglas del juego, tendrá la oportunidad de entender mejor el significado general de estos atributos. Esto le servirá de base para elaborarlos más y para aplicarlos a situaciones reales de su interés.

3. SIMULADOR “DISEÑO SUSTENTABLE Y NEGOCIACIÓN SOCIAL” (LINDISSIMA)

El segundo simulador “Diseño Sustentable y Negociación Social”² es más elaborado que el anterior. Utiliza los atributos estudiados en SUSSI, incluye comportamientos no lineales más complejos, realiza análisis multicriterio e introduce el problema de la negociación del manejo entre actores sociales con intereses en conflicto. Se desarrolla en la forma de una historia ficticia, socialmente optimista.

Esta historia en tres actos ofrece una serie de ejercicios interactivos en los que el usuario diseña sistemas campesinos de producción de maíz, y los compara de acuerdo con sus consecuencias económicas y ambientales. El objetivo es elegir uno o algunos sistemas que satisfagan simultáneamente a tres tipos de agentes sociales, cuyos intereses están en conflicto. La obra tiene tres actores principales: 1. las familias campesinas productoras de maíz que viven en la parte alta de una cuenca; 2. el gobierno que pretende controlar una reserva de flora y fauna silvestre que se encuentra en el territorio tradicionalmente usado por estos campesinos, y 3. las familias rurales que viven en las riberas de un lago muy visitado por turistas, en la parte baja de la cuenca.

El conflicto social se plantea como sigue: en el acto 1, el gobierno conmina a los productores de maíz a que reduzcan la presión sobre un área de reserva biológica, y les ofrece a fertilizante nitrógeno subsidiado para que intensifiquen su producción en un área menor. Los maiceros evalúan y deciden si el sistema de producción propuesto puede ser sustentable. En el acto 2, las familias ribereñas anticipan que el uso del fertilizante enturbiará el lago y ahuyentará al turismo del que dependen económicamente. Las familias evalúan hasta dónde puede soportar el lago el aporte de nitrógeno lixiviado de las parcelas de los maiceros. En el acto 3, los maiceros y las familias ribereñas exploran distintas estrategias que concilien sus respectivos intereses ambientales y sociales.

Todas las opciones exploradas confrontan a ambos grupos sociales con comportamientos no lineales inesperados y con *trade-offs* que se tienen que negociar entre las partes para poder hacer sustentables todos los procesos. Cada acto presenta una situación problemática, una herramienta para simular escenarios de solución, un tutorial para manejar el simulador, y una serie de preguntas a resolver. Una sola persona puede jugar sin problemas con los tres actos; sin embargo, recomendamos que lo hagan parejas de personas, para que una de ellas defienda los intereses de los maiceros, y la otra, los de las familias ribereñas. En los talleres que hemos realizado, el acto 3 se inicia con una representación teatral improvisada en la que los participantes se visten con disfraces de “maiceros” y “riberaños”, y dramatizan el inicio de la negociación. Una vez que definen una estrategia general para desarrollar un sistema de producción maicera alternativo, vuelven a trabajar en parejas. Al final todas las parejas exponen sus resultados al colectivo.

En esta historia se presentan situaciones y se ofrecen estrategias y herramientas para solucionarlas que son, sin duda, simplificaciones de la realidad. Si el usuario está dispuesto a aprender jugando, y a tomar por buenas las reglas del juego, tendrá la oportunidad de introducirse a la simulación de escenarios, de aplicar algunos de los conceptos y herramientas del MESMIS, y de aumentar su capacidad para tomar decisiones técnicas de manejo, bajo condiciones restrictivas de conflicto y negociación. Esta historia interactiva utiliza los modelos de simulación “LINDISSIMA”³ 1, 2 y 3, los cuales se ejecutan internamente. El usuario solamente tiene que asignar valores a algunos de sus parámetros en casillas ofrecidas por el programa. Los programas conjugan una diversidad de procedimientos aritméticos sencillos y varios modelos dinámicos que describen los cambios en la biomasa o en la densidad de las especies involucradas, en respuesta a la dinámica del nitrógeno presente en el sistema.

² Incluido en el capítulo 15, en el disco compacto que acompaña a este libro.

³ LINDISSIMA es el acrónimo de Lixiviación de Nitrógeno y Diseño de Sistemas Maiceros.

Estos modelos dinámicos son relativamente pequeños en cuanto al número de ecuaciones y parámetros que incluyen, pero suficientemente realistas para los fines del ejercicio. El lector encontrará una descripción más detallada de estos modelos y de este simulador en García-Barrios *et al.*, 2007.

Actualmente el equipo de personas que desarrollan el MESMIS está trabajando en una nueva generación de simuladores socioambientales con base en las experiencias exitosas de otros grupos de trabajo (p. ej., Bouwen, R. y Taillieu, T., 2004; Dray *et al.*, 2006). Estos simuladores son de carácter participativo y se apegan más a las situaciones empíricas a las que llamamos “la realidad”. Desde su gestación incluyen la visión y los intereses de los actores sociales reales involucrados en el manejo de los recursos naturales de un territorio, y se pretende que sean usados por ellos y también por otros actores que se encuentran en territorios y situaciones afines. Además, estos simuladores buscan mantener un equilibrio entre la simplicidad necesaria para que puedan ser construidos y manejados, y la complejidad que caracteriza a todos los procesos socioambientales. Esperamos dar cuenta de sus resultados en futuros documentos sobre el avance del MESMIS.

BIBLIOGRAFÍA

- Astier, M., y J. Hollands (eds.). 2007. *Sustentabilidad y campesinado: seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica*, 2a ed. Mundiprensa/GIRA/ILEIA, México.
- Bouwen, R. y Taillieu, T., 2004. “Multi-party Collaboration as Social Learning for Interdependence: Developing Relational Knowing for Sustainable Natural Resource Management”. *Journal of Community & Applied Social Psychology*, 14: 137-153.
- Dörner, D., 1997. *The logic of Failure. Recognizing and Avoiding Error in Complex Situations*. Addison-Wesley, Reading, Massachusetts.
- Dray, A., P. Perez, N. Jones, C. Le Page, P. D’Aquino y T. Auatabu. 2006. “The AtollGame Experience: from Knowledge Engineering to a Computer-Assisted Role Playing Game”. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 9 (1): 6. <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/9/1/6.html/>.
- García-Barrios, L., E. N. Speelman y M. Pimm. 2007. *An Educational Simulation Tool for Negotiating Sustainable Natural Resource Management Strategies among Stakeholders with Conflicting Interests*. *Ecological Modelling* (en prensa).
- Gunderson, L., 1999. “Resilience, Flexibility and Adaptive Management-Antidotes for Spurious Certitude?”. *Conservation Ecology*, 3 (1): 7. <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art7/>.
- Gurung, T. R., F. Bousquet y G. Trébuil. 2006. “Companion Modeling, Conflict Resolution and Institution Building: Sharing Irrigation Water in the Lingmutyechu Watershed, Bhutan”. *Ecology and Society*, 11 (2): 36. <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art36/>.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.
- Masera, O. R., y S. López-Ridaura. 2000. *Sustentabilidad y sistemas campesinos: cinco experiencias de evaluación en el México rural*. Mundiprensa, GIRA/Programa Universitario de Medio Ambiente/Instituto de Ecología-UNAM, México.
- Spector, M. y Anderson, T. (eds.). 2000. *Integrated and Holistic Perspectives on learning, Instruction and Technology: Understanding Complexity*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.
- Speelman, E. N., S. López-Ridaura, C. N. Aliana, M. Astier, y O. Masera. 2007. “Ten years of Sustainability Evaluation using the MESMIS Framework: Lessons Learned from its Application in 28 Latin American Case Studies”. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 14: 345-361.
- Speelman, E. N., M. Astier, S. López-Ridaura, P. A. Leffelaar y M. K. van Ittersum. 2006. “Trade-off Analysis for Sustainability Evaluation: A Case Study of the Purhepecha Region, Mexico”. *Outlook on Agriculture*, (35): 1, 57-64.
- Sterman, J. D. 1988. *People Express Management Flight Simulator*. Sloan School of Management, Cambridge, MA.
- Sterman, J. D. 1994. “Learning in and about Complex Systems”. *System Dynamics Review*, 10 (2/3): 291-200.
- Strohschneider, S. y Güss, D. 1999. “The Fate of the Moros: a Cross-cultural Exploration of Strategies in Complex and Dynamic Decision Making”. *International Journal of Psychology*, 34 (4): 235-252.

10 La sociedad controlable y la sustentabilidad

Raúl García-Barrios y Luis García-Barrios

1. SOBRE SUSTENTABILIDAD, PROCESOS TELEOLÓGICOS Y NAVÍOS

La sustentabilidad socioambiental es difícil de definir. En realidad, constituye una *familia* de conceptos cuyo origen es *polifilético*, es decir, producto de varias líneas de pensamiento independientes o incluso rivales. Sólo por analogía dichos conceptos han convergido en este *taxón* conceptual. Este capítulo se ocupa de una de estas líneas, que llamaremos: *sustentabilidad-como-fin-último-de-un-proceso-socioambiental-controlable*. Nuestro propósito es explorar con mayor profundidad algunas de las distorsiones que sufre el pensamiento profesional afín a este concepto de sustentabilidad, que sigue dominando —desafortunadamente— muchos círculos disciplinarios. El capítulo contribuye a la crítica constructiva de sus limitaciones que, desde diversas perspectivas, realizan los diversos autores de este libro.

Antes de proseguir, conviene clarificar algunos conceptos, y a ello dedicaremos esta introducción. Comenzaremos por definir qué entendemos por *sustentabilidad como fin último*, para luego explicar qué es un *sistema socioambiental controlable*; finalmente, explicaremos qué es la *sustentabilidad-como-fin-último-de-un-proceso-socioambiental-controlable* y explicaremos los objetivos del capítulo.

1.1. Un fin último

Ciertamente, en los ecosistemas y las sociedades humanas podemos encontrar una infinitud de procesos y actividades que conducen a un fin. En un libro extraordinario, *Evolution and the Diversity of Life*, Ernst Mayr (1976, pp.388) clasificó estos procesos en tres tipos:

- procesos teleomáticos
- procesos teleonómicos
- procesos teleológicos

Los procesos teleomáticos son una consecuencia pasiva y automática de la operación de las leyes naturales. La ley de gravitación y la segunda ley de la termodinámica son algunas de las leyes naturales que dan lugar a procesos teleomáticos como la caída de objetos hasta su reposo en el fondo de un pozo o la igualación de las temperaturas de dos objetos en contacto. Algunas teorías sobre los comportamientos humanos y las relaciones sociales los conciben como gobernados por leyes naturales, lo que Marx criticó acerbamente en sus escritos. En esos casos, los pro-

cesos descritos por tales teorías adquieren forma teleomática. Un ejemplo extraordinario de esta forma de entender las relaciones humanas es el Primer Teorema del Bienestar de la teoría económica, que señala que en presencia de información perfecta y ausencia de costos de transacción, la “ley de maximización de la utilidad de los agentes racionales” conduce automáticamente y pasivamente a la economía a un estado final de eficiencia.

Los procesos teleonómicos son aquellos que deben su orientación hacia un fin por el desarrollo de un programa. Buenos ejemplos son los procesos mecánicos y computacionales automatizados diseñados por los seres humanos; también, las actividades fisiológicas o conductuales de la mayor parte de los seres vivos y cuyos programas de desarrollo subyacente —contenidos en el DNA— son resultado de la selección natural de procesos complejos autoorganizados que resultan reproductivamente exitosos. El resultado de un proceso teleonómico —su fin o propósito— está plenamente determinado por el desarrollo del programa que lo conduce. Para que esto sea posible, sin embargo, no debe sólo desplegar una *Gestalt* completamente preformada, sino que debe ser capaz de controlar un proceso complejo sujeto a perturbaciones internas y externas.

En los procesos teleomáticos y teleonómicos las causas siempre anteceden a las consecuencias. En esto son distintos de los procesos teleológicos, en los que el futuro juega un papel causal fundamental. Los procesos teleológicos existen sólo mientras existen la previsión y la intencionalidad humanas, y éstas afectan las relaciones de los seres humanos consigo mismos y con otros seres animados e inanimados. Así, Marx comparaba un proceso teleonómico a un proceso teleológico cuando, después de señalar en *El Capital* que la construcción de los panales de la abejas podría avergonzar a cualquier maestro de obras, indica que hay algo en que el peor maestro de obras aventaja, desde luego, a la mejor abeja, y es el hecho de que, antes de ejecutar la construcción, la proyecta en su cerebro, por lo que antes de comenzarla existía en su mente.

Lo característico de un proceso teleológico —lo que lo distingue de los procesos teleomáticos o teleonómicos— es que necesariamente inicia con el establecimiento y la construcción de un propósito coherente proyectado en el futuro, y del éxito de este inicio depende que los individuos involucrados sean capaces de conducir el proceso hasta el fin. La mente humana es capaz de conceptualizar, diseñar e instrumentar procesos teleomáticos y teleonómicos con el fin de alcanzar ciertos propósitos, siempre y cuando estos propósitos hayan sido previamente vislumbrados.

Entonces ¿cómo debemos conceptualizar a la sustentabilidad, si queremos entenderla como un fin? La teoría económica moderna abunda en ejemplos de ella, o de su ausencia, como resultado de procesos teleomáticos o teleonómicos. En el siglo XIX, muchas de las interpretaciones mecánico-materialistas del pensamiento de Marx acerca del necesario derrumbe de la sociedad capitalista estaban fuertemente influidas por un enfoque teleomático. En la segunda mitad del siglo XX, la perspectiva neoclásica nutrió diversos modelos ideales “de equilibrio general” —en realidad modelos mecánico-estadísticos— en que las leyes “naturales” de asignación intertemporal de recursos en el sistema de mercados dan origen a sociedades humanas eficientes, equitativas y persistentes. Más recientemente, Nelson y Winter (1982) y seguidores han generado modelos de evolución industrial basados en la selección competitiva de rutinas empresariales. La perspectiva institucional neodarwinista insiste en que el despliegue de las potencialidades cooperativas y creativas inherentes a las relaciones de los individuos racionales y las rutinas productivas, en el contexto de la competencia económica de mercado y la evolución de la tecnología, da origen a procesos históricos que tienen como resultado eficiencia y sustentabilidad; Friedman (2006) ha hecho una contribución reciente y notable, por sus efectos políticos, a esta última modalidad.

Estos intentos de comprender la sustentabilidad como un resultado necesario —teleomático o teleonómico— de la sociedad moderna han sido fuertemente criticados, incluso por algunos autores que hace años las suscribían (North, 1990, 2005; Bhardan, 2004). Desde el campo de otras ciencias sociales, los procesos humanos son descritos como extraordinariamente no-lineales, complejos, caóticos e indisciplinados (Luhmann, 1996; Taylor, 2005). Pero nuestro propósito en este ensayo no es abonar a esta crítica. Los problemas que aquí atenderemos *se refieren solamente* a la tercera noción de sustentabilidad como un fin, es decir, a la sustentabilidad que resulta de un proceso teleológico. Recordemos —y aquí vale la pena repetirnos— que lo característico de un proceso teleológico es que necesariamente inicia con el establecimiento y construcción de un propósito coherente, proyectado en el futuro, y que del éxito de este inicio depende que los individuos involucrados sean capaces de conducir el proceso hasta su fin. La pregunta fundamental que aquí abordamos es: ¿existe alguna forma coherente de establecer o construir en nuestra mente (colectiva) una noción exitosa de sustentabilidad socioambiental como fin de la sociedad moderna, de tal manera que nos permita conducir esta última hacia dicho fin?

1.1. *Proceso-socioambiental-controlable (PSAC)*

En este capítulo adoptaremos las siguientes definiciones:

Definición 1. Un proceso controlable se describe mediante un conjunto de variables endógenas cuyas trayectorias dinámicas pueden ser influidas por un agente externo a través de la manipulación de instrumentos que modifican ciertos parámetros exógenos. Los procesos controlables son necesariamente teleológicos, es decir admiten el control con un fin o propósito que el agente externo ha establecido previamente y persigue.

Definición 2. Un proceso socioambiental es aquel que incluye entre sus componentes constitutivos a individuos o grupos humanos y ciertos elementos ecosistémicos cuyas conductas y funcionamientos son endógenos, es decir que resultan de las interacciones que guardan entre sí.

La Definición 2 significa que la sola presencia de personas y fenómenos naturales no determina un proceso socioambiental. Considérese, por ejemplo, un grupo de pescadores que son transportados pasivamente en una lancha por un conductor al sitio en donde habrán de pescar. En este caso, los pescadores no intervienen activamente en el proceso de transporte. Para los fines de este proceso, son tan inertes como los artes de pesca que van con ellos. Las acciones del conductor, por otro lado, no están determinadas endógenamente. Al decir que “está en control del motor”, lo situamos en una posición exógena y determinante. En cambio, la navegación de un barco comercial sí debe ser descrita como un proceso socioambiental, pues exige una tripulación humana, es decir un conjunto de personas cuyas decisiones se afectan recíprocamente y son influidas por las condiciones ambientales —los vientos, las corrientes y las mareas—, y pueden influir en el medio que les rodea, por ejemplo, al contaminar el agua.

¿Bajo qué condiciones puede un proceso socioambiental ser también un proceso controlable? Consideremos al jefe de la tripulación de un barco comercial: el Capitán. Para ser un verdadero amo de la situación, nuestro Capitán debe 1) poder tomar decisiones que concreten el fin último del buque: transportar mercancías a través de ríos, lagos, mares u océanos hasta su destino final, y 2) asegurar que sus decisiones establezcan, operen y mantengan una firme línea de control sobre todos los componentes humanos y físicos del sistema y a lo largo de todas las ejecuciones. De nuevo, el Capitán en control no es parte del proceso socioambiental controlable (PSAC), sino el agente externo que lo controla (lo que se ha reflejado por siglos en la cultura marítima referente a la relación que los jefes de los navíos guardan con sus hombres).

Sin embargo, éste es sólo uno de los muchos puntos de vista o “recortes” que podemos adoptar al describir la navegación de un barco comercial como un proceso teleológico. Desde otro enfoque más abarcador, el navío y su capitán juntos pueden ser descritos como componentes de un PSAC más amplio: una empresa naviera comercial. En este caso, el propósito del barco, transportar mercancía de un puerto a otro, quedaría subsumido por otro jerárquicamente superior, a saber, maximizar las ganancias comerciales; el barco y el capitán quedarían así sujetos a los principios o las normas generales dictados por la maximización de ganancias comerciales y las disposiciones concretas que para realizar dichas normas dicta la gerencia empresarial.

De la misma manera, podríamos adoptar otro recorte y describir a la empresa naviera como un componente de un PSAC aún más amplio, por ejemplo, la industria naviera en su conjunto, o incluso podríamos ir más allá, y describir la industria como un componente de un PSAC mayor, el comercio exterior de la nación, o la economía nacional, y así sucesivamente. Sin embargo, para mantener el carácter controlable de cada ampliación sucesiva del proceso, debemos asegurar que se cumplan dos requisitos: 1) definir un propósito para cada nivel (mantener la competitividad internacional del sector, reducir el déficit comercial, maximizar el bienestar social nacional), y 2) caracterizar un agente externo (la cámara de comercio exterior, la secretaría de economía, el Estado Nacional, etc.) capaz de establecer las condiciones de control del sistema y cumplir con los rasgos de comando que nos sirvieron para caracterizar inicialmente al Capitán, aunque con algunas modificaciones importantes que resultan del carácter jerárquico de los subprocesos controlables anidados en el PSAC más general. En cada caso, las decisiones del agente externo deben:

- a. concebir un propósito superior de tal manera que éste subordine toda la escala de propósitos inferiores de los distintos subprocesos, y brindar coherencia teleológica a toda la estructura;
- b. apoyarse en la información y los instrumentos necesarios para evaluar y controlar a quienes, guiados por los propósitos de niveles inferiores, toman las decisiones en esos niveles, de tal manera que sus decisiones establez-

can, operen y mantengan una firme línea de control sobre todos los componentes —humanos y físicos— y las ejecuciones del proceso, en toda la estructura jerárquica.

En este ensayo entenderemos estos dos objetivos como el problema fundamental del diseño de un PSAC.

2. LA SOCIEDAD MODERNA COMO UN PSAC CUYO FIN ÚLTIMO ES LA SUSTENTABILIDAD

Es común que la sociedad moderna se visualice a sí misma como un sistema altamente tecnificado que tiene como propósito la maximización del bienestar social —entendido éste como la agregación del bienestar de todos los individuos de la sociedad a través del tiempo y el espacio—. Históricamente, dicha visión ha tenido un impacto considerable en la evolución de las disciplinas administrativas y científicas (hemos puesto ya como ejemplo a la teoría económica moderna) y también en la creación de importantes roles sociales. Destaca en este sentido la pareja del “Tomador de Decisiones” y su asesor el “Experto en las Leyes del Sistema”, quienes se supone encarnan de un modo “natural” *la vinculación de la ciencia con la sociedad y el éxito de la ingeniería social*. Al describir la sociedad moderna como un PSAC, los expertos nos adecuamos a esta perspectiva hegemónica y podemos echar mano de los recursos —financieros, institucionales, epistemológicos y normativos— que ella supone. Pero, todavía mejor, podemos argumentar que dichos recursos serán utilizados para una causa positiva e innovadora, ya que conduciremos a la sociedad moderna a: 1) reconocer que un rasgo fundamental del bienestar social es su *sustentabilidad* —es decir, *la garantía de que la base natural y cultural persistirá indefinidamente y se establecerá una distribución equitativa de los recursos y el acceso a éstos entre los individuos, los grupos sociales, las generaciones humanas y el resto de los seres vivos*—, y 2) incorporar en el análisis y la evaluación de su propio funcionamiento el complejo carácter interdependiente de los procesos socioambientales y la necesidad de sujetar esta interdependencia a mayor operabilidad política y programática. Así, la metodología propia del PSAC responde —diría Nietzsche con toda razón— a nuestra voluntad de poder, pues nos promete, como expertos que somos, poder describir dicha interdependencia y los parámetros que permitirán su control mediante los instrumentos específicos de ingeniería y política socioambiental que sólo nosotros conocemos.

La proposición central de este ensayo es que esta promesa es una ficción pues, *partiendo de la base existencial que nos brinda la sociedad moderna, no es posible establecer o construir en nuestra mente colectiva una noción exitosa de sustentabilidad socioambiental como objetivo y fin de la sociedad*. Dicho brevemente, la razón es la siguiente: *la incoherencia ética de la sociedad moderna le impide concebir dicha noción*, y con ello subordinar toda la escala de propósitos inferiores de los distintos subprocesos y darle coherencia teleológica a su estructura jerárquica. En particular, la sociedad moderna es incapaz de formular las bases y los procedimientos para evaluar y controlar a quienes, guiados por los propósitos de niveles inferiores, como puede ser la maximización de ganancias, toman las decisiones en esos niveles.

Varios autores han discutido las dificultades de controlar la sociedad moderna y conducirla hacia la sustentabilidad. En general, los argumentos se refieren a los problemas de control de los procesos teleomáticos o teleonómicos de la sociedad moderna, como son los que surgen a partir de sus complejos factores de autorregulación (por ejemplo, los relacionados con la formación y operación de las expectativas), o sus relaciones no-lineales y los rasgos caóticos de sus dinámicas. Estos procesos son importantes y deben ser analizados cuidadosamente. Sin embargo, creemos que es debido a la incoherencia ética de la sociedad moderna por lo que la sustentabilidad alcanza sus máximas dificultades, que provocan no sólo la incoherencia *programática y política* del desarrollo sustentable, sino también las tremendas dificultades que enfrentan los esfuerzos multi-inter-transdisciplinarios para describir los procesos socioambientales modernos desde la perspectiva de los procesos y sistemas controlables (Taylor, 2005). Es evidente que un análisis exhaustivo de la incoherencia en la sociedad moderna rebasa con mucho nuestras posibilidades en este ensayo. El lector interesado puede explorar las monumentales obras de Karl Polanyi (1957) y Alasdair MacIntyre (1984, 1999). Aquí enfocaremos la discusión en torno al tema de la equidad, que juega un papel central en las definiciones modernas de la sustentabilidad como presencia y persistencia de niveles adecuados de bienestar entre los grupos sociales, las generaciones y los demás seres vivos.

Iniciamos el ensayo, en la sección 2, con una discusión sobre los componentes fundamentales de la sustentabilidad y sus relaciones con el bienestar social; esa sección además explorará la correspondencia epistemológica y

normativa que debe existir entre el fin último de un PSAC y su descripción. La sección 3 discute las funciones racionalistas que se utilizan actualmente para intentar establecer dicha correspondencia, haciendo un breve análisis histórico-ético de sus contenidos. En la secciones 4 y 5 se analiza la incoherencia ética de la sociedad moderna y sus consecuencias para la construcción de los conceptos de bienestar social y sustentabilidad.

Antes de proseguir, debemos al lector una nota optimista. Es cierto que durante la historia del capitalismo han existido muchos intentos por definir y justificar coherentemente sus valores subyacentes. Todos los intentos han fracasado (MacIntyre, 1984). Las dificultades para definir la sustentabilidad como fin último de la sociedad moderna no pueden ser menores. Pero iniciamos este ensayo señalando que existen muchos conceptos de sustentabilidad. Aunque aquí mostraremos que uno de ellos, que persiste hegemónico en nuestras mentes y corazones, no es más que una ficción peligrosa, ello no significa ni mucho menos que aceptemos que todas las opciones están cerradas. Existen muchas otras, relacionadas con visiones menos sistémicas y más particulares, cooperativas y participativas, y al final del ensayo exploraremos muy brevemente algunas posibilidades. Ninguna carece de dificultades, pero... ¿podría ser de otra manera?

Ésta, oh monjes, es la Noble Verdad del Sufrimiento. El nacimiento es sufrimiento, la vejez es sufrimiento, la enfermedad es sufrimiento, la muerte es sufrimiento, asociarse con lo indeseable es sufrimiento, separarse de lo deseable es sufrimiento, no obtener lo que se desea es sufrimiento. En breve, los cinco agregados de la adherencia son sufrimiento.

DHAMMACAKKAPPAVATTANA-SUTTA

3. LOS ATRIBUTOS DE LOS PSAC COMO VALORES

Supongamos que un “Investigador Experto” es contratado por un “Tomador de Decisiones” para diseñar los instrumentos de evaluación y control de un PSAC sustentable. La tarea asignada no es nada sencilla. Toda la experiencia del investigador debe estar dirigida a construir un modelo de la realidad socioambiental que cuente con tres requisitos principales: 1) una “ventana abierta” desde la cual su patrón, el “Tomador de Decisiones”, pueda observar desde una posición externa privilegiada las estructuras y el funcionamiento del proceso; 2) un sistema de indicadores que le permitan interpretar fácilmente dichas características y funcionamientos, y 3) un sistema de instrumentos que le permitan, si así lo desea, controlar el PSAC. Es evidente que el investigador no puede separar su interpretación de la complejidad del mundo de una visión sobre cómo debe ser ese mundo, y de cómo puede manipularlo con diversos *instrumentos de control* para alcanzar esa visión.

Así, la primera tarea del investigador será construir un procedimiento para establecer los fines o propósitos de todos los procesos y subprocesos involucrados en cada uno de los niveles jerárquicos del PSAC, de tal manera que queden orientados hacia el propósito último y puedan ser interpretados en términos de variables y parámetros controlables. Sólo si cuenta con este procedimiento, el investigador podrá tomar las decisiones sobre cómo definir, seleccionar, agrupar y ordenar adecuadamente el conjunto de variables socioambientales y sus interrelaciones. De estas decisiones dependerán muchos aspectos de índole metodológica, p. ej., la construcción de las observaciones y los fenómenos pertinentes, la definición de variables e indicadores, el grado de confirmación esperado para la evaluación del proceso, los supuestos fundamentales y técnicos a adoptar, etc. (ver Taylor, 2005).

Las unidades de medida o funciones de integración necesarias para describir el PSAC en su conjunto dependerán también de cómo se define el propósito último del proceso. Esto es crucial, por lo que conviene dar un ejemplo. Lo basaremos en los trabajos de H. T. Odum, desarrollados en las décadas de 1950 y 1960. Es bien sabido que a partir de ellos hubo varias tentativas de usar la energía que fluye en los circuitos socioambientales como unidad de medida y evaluación, así como de establecer la minimización de la energía libre de los estados del sistema como criterio de selección entre ellos (Taylor, 2005). La influencia de esta perspectiva trascendió entre las disciplinas, y en la década de 1960, especialmente en los Estados Unidos, los antropólogos neoevolucionistas y neofuncionalistas la adoptaron para abordar la temática del desarrollo desde la antropología cultural. Así, White planteó que a mayor ingreso energético, mayor desarrollo sociocultural y político, y en la década siguiente, Richard Adams retomó

a White para concluir que no es el flujo de la energía lo que constituye el eje de la discusión, sino el control que se tenga de él, y que tal control se traduce en poder. Así, el desarrollo tecnológico pudo ser reinterpretado; de ser un elemento determinante se convirtió en un simple instrumento de control de la energía. El cuadro interdisciplinario estaba completo.

Pero treinta años después los propósitos de los tomadores de decisiones cambiaron. La descripción del propósito del desarrollo como maximización del ingreso energético aprovechable fue desechada porque no permitía ordenar nuestra realidad socioambiental actual en un sistema pertinente y coherente, ni ordenar las nuevas normas fundamentales de la sociedad moderna. Las razones de este cambio fueron claras: a pesar de que la descripción basada en los flujos de energía y su control tenía importantes virtudes “ingenieriles” y permitía importantes avances para la ingeniería ambiental y la ecología sistémica modernas, era incapaz de incorporar aspectos de la formación del poder y su control por la sociedad moderna, que en los nuevos tiempos son considerados relevantes y no reducibles al flujo de energía. Históricamente, la sustentabilidad y sus atributos constituyeron las nuevas variables a perseguir; por lo que se volvió fundamental contar con una nueva descripción que permitiera “acomodar” estas variables y sus contenidos en un *nuevo sistema bajo control*. Y así llegamos en estos tiempos —y en este volumen, que suponemos que el investigador ha leído— al planteamiento de los siete atributos pertinentes de la sustentabilidad: 1) productividad, 2) equidad, 3) estabilidad, 4) resiliencia, 5) confiabilidad, 6) adaptabilidad o flexibilidad, y 7) autogestión¹.

Supongamos que el investigador decide guiarse por ellos para construir un sistema pertinente de indicadores. Los indicadores son múltiples, pues cada atributo está formado por subatributos a su vez formados por otros subatributos de nivel inferior, lo que crea un árbol jerárquico invertido. La productividad, por ejemplo, conjunta a la producción con los retornos promedio a los factores de producción, la eficiencia técnica y la diversidad, la calidad y la disponibilidad de los recursos. Por su lado, la equidad incluye a la distribución de costos y beneficios del proceso productivo entre los participantes del sistema, la eficiencia económica del sistema (estática y dinámica), así como los procedimientos involucrados en la toma de decisiones. La descripción de la estabilidad y la resiliencia requiere conocer las propiedades dinámicas del sistema e identificar los límites de sus estados atractores sustentables y no sustentables; esos límites pueden ser altamente inciertos y depender de las escalas de descripción adoptadas.

Para que la descripción de indicadores sea útil, cada uno de ellos debe ser un *objeto de control directo o indirecto*, de tal manera que el tomador de decisiones pueda manipularlo instrumentalmente y conducir el sistema a su propósito final, la sustentabilidad. De esta manera, cada indicador, además de ser un componente físico o relacional controlable, debe ser considerado como un componente normativo, en la medida en que está subsumido y es guiado por un propósito final que opera a partir de los valores, las creencias y las expectativas del tomador de decisiones (Will, 1988). Al ser la sustentabilidad este propósito último, su descripción física caracteriza el valor último buscado en el tiempo y el espacio. Por ello, los atributos de estado de la sustentabilidad —productividad y equidad— constituyen *valores* que afectan directamente el bienestar de los individuos, y los atributos del atractor —estabilidad, resiliencia, adaptabilidad, confiabilidad, autodependencia²— constituyen descripciones de la *dinámica esperada de estos valores*. Por todo esto, el investigador debe reconocer, explícita o implícitamente, que el PSAC no admite una construcción neutra.

Al ser *valores*, el investigador debe describir los atributos de la sustentabilidad de tal manera que admitan mecanismos de control *éticamente normados*. Consideremos la equidad de un PSAC. No podemos describirla sólo como la distribución neta de bienes, servicios y responsabilidades entre los individuos, los grupos, las generaciones y los seres involucrados en el sistema. En cambio, debemos incluir una referencia ética externa —en este caso, un principio de justicia— que sea coherente con el *propósito último* del PSAC —en nuestro caso, la sustentabilidad—, y que permita evaluar dicha distribución y servir de base para construir los instrumentos de control que conduzcan a ese *propósito*. Lo mismo ocurre con todos los demás atributos pertinentes a la sustentabilidad.

¿Cómo podemos construir una referencia externa de justicia coherente con la sustentabilidad y su búsqueda? Nótese que la pregunta es pertinente para la definición de todos y cada uno de los valores que caracterizan los niveles del orden jerárquico que tiene como pináculo la sustentabilidad. El investigador puede adoptar una perspectiva

¹ Para la definición de éstos atributos ver recuadro 1 en el capítulo 8.

² Ver capítulo 8 de este volumen.

multicriterio y rechazar la necesidad de evaluar unidimensionalmente los atributos superiores, pero seguirá enfrentando el mismo problema en los niveles jerárquicos inferiores. En cada nivel y para cada atributo, deberá describir los propósitos del sistema de tal manera que a partir de ellos pueda definir las variables, los valores, las relaciones y los procedimientos de control relevantes para buscar la sustentabilidad.

4. LA FUNCIÓN DE UTILIDAD

Hemos señalado antes que de la manera como se defina el propósito último de un PSAC dependen, en forma no trivial, las unidades de medida y las funciones de integración que el investigador requerirá para construirlo. En este apartado exploraremos más a fondo esta aseveración, para lo cual analizaremos la función de utilidad de los agentes racionales. En su forma más sencilla, la función de utilidad supone que las personas podemos generar preferencias por todo tipo de cualidades, objetos, acciones y procesos con los que entramos en contacto, y también que podemos ordenar racional y unívocamente dichas preferencias y tomar decisiones racionales a partir de ellas.

En muchas ocasiones, la función de utilidad se acompaña de otras funciones racionales de soporte, como las expectativas racionales, que suponen que las personas tienen interés en el futuro y buscan predecirlo con base en la mayor cantidad de información existente, entre la que se encuentra el conocimiento mecánico y estadístico del funcionamiento del sistema mismo.

La función de utilidad ha recibido severísimas críticas desde los más diversos campos de las ciencias neuropsicológicas y conductuales *por suponer que los seres humanos tenemos una capacidad absoluta* de organizar y jerarquizar el valor³. A partir de estas críticas, queda clarísimo que su verdadero valor no es descriptivo ni explicativo; como descripción o explicación de la conducta humana la función de utilidad es un total fracaso, y el estado más preferido que se deriva de ella es una ficción que ninguna teoría psicológica puede admitir. ¿Porqué, entonces, es tan popular entre los economistas y tomadores de decisiones?

Porque es un procedimiento extraordinariamente práctico y conveniente, pues ha sido *diseñado específicamente* para generar un propósito único para cada proceso controlable (*el estado preferido*) y para evaluar y controlar cualquier atributo o propósito de la escala jerárquica interna del proceso. En otras palabras, sus supuestos sobre nuestra racionalidad permiten al investigador *garantizar* el éxito de la integración de los factores subjetivos y objetivos que nuestra comunidad científica considera deben incluirse en un PSAC, y evaluar la bondad de sus más diversos atributos. Su valor es metodológico, y sólo se realiza en el contexto de la formulación y la construcción de los procesos controlables.

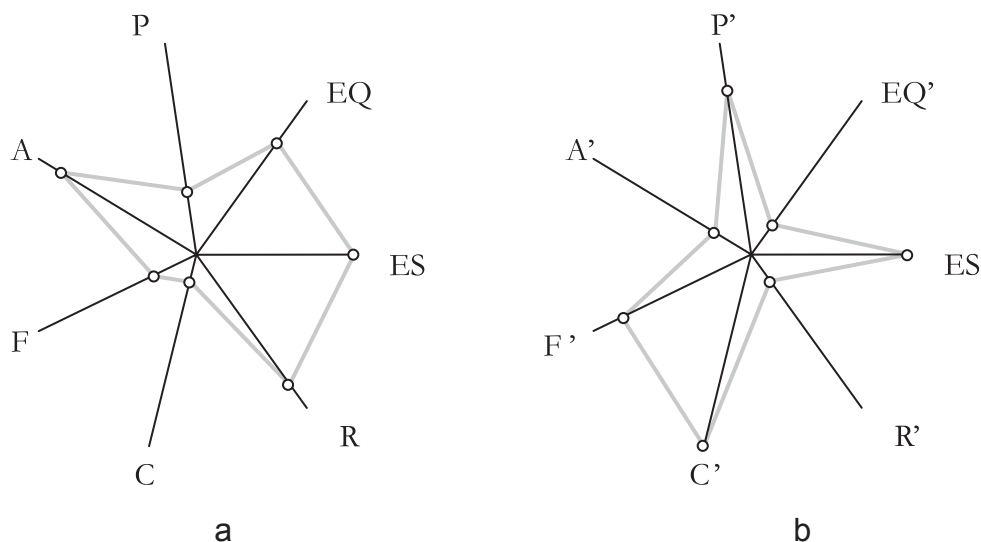
Milton Friedman, principal exponente del monetarismo económico, solía señalar que a la economía no debe interesarle hacer descripciones realistas de la conducta humana. En esto se equivocaba rotundamente. Sin embargo, acertaba en suponer que al investigador que utiliza cualquiera de las versiones de la función de utilidad para describir un sistema económico no le interesan ni el realismo ni la precisión de sus descripciones, sino darles propósito y control. La función de utilidad es uno de los productos más acabados de la evolución histórica de una visión que considera al mundo como un sistema controlable (el lector interesado encontrará algunos elementos de dicha historia en el anexo al final del ensayo).

Ahora daremos un ejemplo del valor metodológico de la función de utilidad, y para ello, nos será muy útil una herramienta conceptual ya presentada en este volumen. La figura 1 muestra dos AMIBAs, es decir espacios cartesianos multidimensionales, que representan distintos valores para los siete componentes de la sustentabilidad. Cada una de estas AMIBAs expresa los atributos de estado, atractor y mixtos de un sistema dinámico complejo. Las líneas que unen los valores y forman las AMIBAs son virtuales y sólo representan una ayuda visual para el lector. Cada uno de los componentes se mide en unidades distintas, que dependerán del sistema concreto bajo análisis. Por ejemplo, la figura 3a puede interpretarse como un sistema de manejo agroecológico poco productivo, confiable y flexible, pero muy equitativo, estable, resiliente, y autodependiente (p. ej., los sistemas de recolección de varios recursos característicos de los bosques tropicales secos), mientras que la figura 3b muestra un sistema más productivo, confia-

³ Efectivamente, existen muchísimas razones para considerar a la función de utilidad como una representación muy pobre del proceso de toma de decisiones, tanto desde el punto de vista positivo como normativo. El lector interesado debe ver Kahnemann y Tversky (1984; 2000), y Schwartz (2005).

ble y flexible, pero poco equitativo, estable, resiliente y autodependiente (p. ej., la producción agropecuaria intensiva en los ambientes tropicales secos).

FIGURA 3. ESPACIO DE REPRESENTACIÓN DE LOS COMPONENTES DE LA SUSTENTABILIDAD



(P) productividad, (EQ) equidad, (ES) estabilidad, (R) resiliencia, (C) confiabilidad, (F) flexibilidad o adaptabilidad, (A) autodependencia.

¿Cómo podemos evaluar y comparar la deseabilidad de los indicadores del estado y del atractor de los sistemas representados por estas AMIBAs, de tal manera que podamos elegir entre ellos? El procedimiento de uso de la función de utilidad es bien conocido: cada individuo debe establecer el flujo de bienes presentes y futuros que racionalmente pueden esperarse de los sistemas **A** y **B** del sistema descrito, evaluar la función para cada uno de estos flujos y optar por el sistema que arroje el mayor valor; es decir, la función “agrega” todos los atributos en un solo valor o “utilidad” del sistema al que llamaremos *U*. Ya que probablemente se evaluará un sistema abierto, el individuo debe también considerar, como variables exógenas, los flujos de bienes importados al sistema que consumirá, y los flujos de los bienes exportados del sistema que no consumirá.

Podemos agrupar a todos estos bienes en un solo vector *X*. En ese caso, si $U(P, EQ, ES, R, C, F, A; X) > U(P', EQ', ES', R', C', F', A'; X)$, el individuo optará por **A** pues la prefiere. En caso contrario, optará por **B**, y si son iguales será indiferente entre los dos estados. Nótese que *X*, el flujo de valores independientes del sistema, se mantiene constante en ambos lados de la desigualdad. En el siguiente apartado jugará un papel importante en nuestra discusión la posibilidad de que *X* varíe.

Debe resultar evidente que esta metodología nos permite entender la sustentabilidad de un sistema como una empresa, que si bien puede ser matemáticamente complicada, conceptualmente resulta muy sencilla. Un sinfín de modelos ha sido construido a partir de estos principios, y se pueden generar las más distintas trayectorias de manejo sustentable de recursos a partir de diversos esquemas de maximización de la utilidad, restricciones dinámicas, supuestos sobre la formación de expectativas y tasas de descuento del futuro. Varios textos excelentes analizan este aspecto del problema (p. ej., ver Clark, 2005).

5. SUSTENTABILIDAD Y BIENESTAR SOCIAL

La función de utilidad nos permitió dar un primer paso para definir la sustentabilidad. Pero no nos permitirá avanzar mucho más allá. La limitación evidente —un interesante subproducto de sus orígenes teológicos⁴— es

⁴ Ver anexo al final del capítulo.

que inmediatamente surge un dilema. O bien la sustentabilidad quedará atada a las preferencias de un *individuo tipo* —tal vez el agente externo que controlará el sistema—, lo cual es inaceptable por la sociedad liberal moderna, o bien, si se desea evitar esta situación “dictatorial”, surgirán como hongos un sinnúmero de “sustentabilidades”, una por cada individuo de la sociedad. Más aún, al tener su origen en las distintas preferencias individuales, cada una de estas “sustentabilidades” será inconmensurable con todas las demás. Dos individuos con preferencias distintas por los atributos del sistema definirán la sustentabilidad de manera distinta, y la función de utilidad no nos dice nada sobre cómo podemos comparar estas definiciones, de tal manera que podamos integrarlas en una sola evaluación social de la sustentabilidad. ¿Si deseamos que ésta refleje las preferencias sociales, cómo debemos agregar las distintas utilidades de los individuos de una sociedad? Este problema ha sido mencionado ya en el capítulo 6 de este volumen. Por décadas se creyó que la solución teórica y práctica a este problema era el concepto de *bienestar social*.

En la práctica, el bienestar social promete ser un *método de agregación* de las utilidades individuales que hereda de ellas la capacidad de integrar los elementos subjetivos y objetivos involucrados en la toma de decisiones sociales. Este método consiste en establecer una *función de bienestar social* que no sólo pretende capturar la identidad fundamental de los individuos de las generaciones presente y futuras de la sociedad a través de una descripción fidedigna de sus intereses y preferencias, sino también un vector que apunta al rumbo que debe adoptar el tomador de decisiones para alcanzar los mejores resultados.

Como el de la función de utilidad, el método de la función de bienestar social es sencillo. Recordemos que nuestro problema es decidirnos por uno de los sistemas *A* o *B* descritos arriba con nuestras AMIBAs. Para ello debemos definir una función $W = W(U_1, U_2, U_3, \dots, U_n)$, donde *n* es el total de individuos involucrados, y que cumpla con la condición:

$$A \text{ es socialmente preferido a } B \text{ si y sólo si } W(U_1(A), \dots, U_n(A)) > W(U_1(B), \dots, U_n(B)).$$

Si logramos definir una función de bienestar social con estas características, habremos resuelto nuestro problema original, que repetiremos para facilidad del lector: concebir un propósito superior de tal manera que éste subordine toda la escala de propósitos inferiores de los distintos subprocesos y pueda brindar coherencia teleológica a toda la estructura. La búsqueda de este “poder” ha llevado a varios autores a utilizar el concepto del bienestar social para construir modelos económicos que permiten proponer prácticas de manejo y control ambiental sustentable para una gran diversidad de poblaciones naturales y ecosistemas. Recientemente se han hecho algunos intentos de utilizarla en modelos multivariados y no lineales de manejo de recursos naturales (Scheffer, *et al.*, 2002; Brock, *et al.*, 2002).

Sin duda, el concepto ha sido utilizado con éxito por los gobiernos nacionales —de derecha, izquierda y centro—, pero sólo como una poderosa herramienta de justificación política y un recurso retórico muy persuasivo. Pero, para cumplir su promesa de agregación, el bienestar social debe ser *racional y legítimamente distribuido*, y es en este aspecto en el que el concepto ha resultado más bien un desastre. Este problema es muy distinto al que antes le atribuimos al uso de la energía como unidad de medida de los procesos socioambientales; de hecho, es justo el contrario. En el caso del uso de la energía, una única función de propósitos era incapaz de abarcar la diversidad de factores objetivos y subjetivos involucrados, mientras que en el caso del bienestar social, existen muchas formas funcionales que pueden cumplir con este requisito pero ningún criterio firme y racional de distribución del bienestar que permita seleccionar una de ellas como superior a todas las demás.

Así, estamos de vuelta en el problema original. Si antes una infinitud de utilidades individuales nos impedían establecer una definición coherente para la sustentabilidad de un PSAC, la solución planteada tampoco permite reducir significativamente el número de opciones; la función de bienestar también es incapaz de escapar de la profunda fragmentación y desorden de la vida político-moral moderna. Más allá de que el “Teorema de Imposibilidad” de Arrow haya demostrado formalmente que no es posible construir a partir de las utilidades individuales una función de bienestar social que cumpla con un conjunto mínimo de criterios normativos y técnicos deseables, lo cierto es que la sociedad moderna no ha podido ponerse de acuerdo sobre qué significa distribuir con justicia el bienestar agregado entre los miembros de una sociedad, y es aquí donde persiste un animado debate y mucha confusión.

6. INCOHERENCIA NORMATIVA⁵

Para ejemplificar el problema, consideremos un hecho reciente de la historia mexicana. Durante las últimas elecciones presidenciales en México —realizadas en julio del 2006— se enfrentaron dos grandes lemas ético-políticos. Ante el lema del partido opositor: “Por el bien de todos, primero los pobres”, voces airadas señalaban que la *verdadera democracia* debe guiarse por otro principio de equidad: “Por el bien de todos, primero todos”. En este choque de principios de equidad puede observarse claramente la naturaleza del disenso sobre los distintos principios de agregación de las preferencias individuales, en los que subyacen conflictos de clase y distintos proyectos de nación. En realidad, a la primera frase podría corresponder una función de distribución de bienestar que reconoce que la actividad pública debe evaluarse en función de los beneficios o perjuicios que acarrea a la parte más desprotegida de la sociedad. Lejos de ser populista, esta visión está firmemente establecida en el trabajo de John Rawls (1979), que ha sido considerada como la “...contribución más poderosa de la filosofía política angloamericana del siglo XX” (Williams, 2005, pp. 29). Como tal, es aceptada como la mejor perspectiva del bien colectivo por miles de ciudadanos, empresarios y servidores públicos en los países desarrollados.

La propuesta de Rawls responde a un modelo ético estructural que busca imponer restricciones al poder con el propósito de que éste pueda ejercerse con justicia liberal. Para Rawls, la justicia en la sociedad moderna debe interpretarse como equidad, por lo que: “Todos los bienes sociales primarios, libertad y oportunidades, ingresos y bienestar, y las bases del autorrespeto, deben distribuirse igualmente a menos que la distribución desigual de cualquiera de esos bienes sea en beneficio de los menos favorecidos” (Rawls, 1979, p. 303). De ahí que, en presencia de desigualdades económicas y sociales, los gobiernos deben guiar su política pública *desechando* la necesidad de considerar las preferencias de los individuos más favorecidos de la sociedad.

En cambio, la segunda frase: “Para el bien de todos, primero todos”, corresponde en forma y contenido a una fórmula de distribución de bienestar que adopta una posición panóptica, es decir de inspección general de la sociedad, con el fin de saber qué acciones deben tomarse para mejorarla⁶. Este modelo, que por su origen podemos denominar bentamita, propone considerar explícitamente el bienestar particular de todos los individuos participantes de la sociedad, aunque algunos con mayor peso que otros. Por lo mismo, es políticamente más aceptable, al ser favorecida por los grupos no desprotegidos que desean ser tomados en cuenta en las decisiones públicas, y también por muchos científicos sociales que gustan de las visiones panópticas, y cuyos estudios directa o indirectamente le brindan legitimidad y justificación⁷.

Estas funciones de distribución de bienestar social pueden ser representadas de manera simplificada mediante las siguientes fórmulas, debidas a Baland y Plateau (1996):

Función de Bienestar rawlsiana

$$W(U_1, \dots, U_n) = \min_i [U_i]$$

Función de Bienestar bentamita

$$W(U_1, \dots, U_n) = \sum_i \theta_i U_i, \theta_i > 0$$

donde $W(\cdot)$ representa la función de bienestar, $U_i = U_i(P, EQ, ES, R, C, F, A)$ son sus i argumentos, es decir, las funciones de utilidad de los n individuos que forman la sociedad y evalúan la sustentabilidad de los distintos estados del sistema, y θ_i son los i ponderadores (pesos relativos) que la sociedad confiere a las funciones de utilidad individuales en el bienestar social (al aumentar incrementan la importancia del individuo en la función de bienestar social y por ello en las decisiones públicas).

⁵ Por simplicidad y requerimientos de espacio, nuestra siguiente discusión se referirá a situaciones de incoherencia normativa que no involucran situaciones intergeneracionales. Sin embargo, el análisis puede ser aplicado a dichas situaciones. Considérense las normas de descuento utilizadas para establecer el valor presente de un flujo de valor. Las normas de propiedad que obligan a la generación presente a establecer tasas positivas de descuento e interés para garantizar la operación de los mercados financieros y sustentar la creación de riqueza futura obligan también a discriminar en contra del bienestar de las generaciones futuras. Como señala Solow: “en la toma de decisiones no hay razón para tratar a las generaciones de forma desigual, y el horizonte de tiempo es, o debería serlo, muy amplio. Reunidos en cónclave solemne, por decirlo así, debemos actuar como si la tasa de preferencia temporal social fuese igual a cero” (citado en Martínez Alier y J. R. Jusmet 2000, p. 210).

⁶ El criterio de diferenciación se debe a Williams (2005).

⁷ A pesar de sus diferencias, los dos modelos comparten la tradición político-moralista, pues consideran que es función de la filosofía política formular principios, conceptos, ideales y valores, y de la política expresarlos en actividad, a través de la persuasión y el uso del poder (Williams, 2005).

¿Qué concepto de equidad, y por lo tanto de bienestar social, debe adoptar un gobierno que desea alcanzar la sustentabilidad como *thelos* de la sociedad moderna? ¿Cuál de las fórmulas anteriores debe representar el bienestar social y ser escogida para determinar la intervención pública?

No existe una respuesta clara. Y la confusión aumenta cuando nos damos cuenta que las dos funciones de distribución de bienestar consideradas no son las únicas que podemos imaginar. El reconocimiento del deseo de las mayorías mediante el voto democrático podría suponerse como una buena solución al problema. Sin embargo, un poco de reflexión muestra que el voto mayoritario corresponde a una modificación menor de la función bentamita, es decir al caso en que los ponderadores individuales son cero —*ex post*— para las minorías (es decir, una vez que han perdido, sus preferencias pierden todo peso o valor). Es decir, el voto de las mayorías, en forma de referéndum, tampoco nos permite dar solución al problema de justicia; si acaso, sólo permite tomar una decisión con base en el poder relativo de los diversos grupos de la sociedad. El voto de la mayoría supone que una de las funciones —la bentamita— ha sido ya elegida previamente, pero para sostener un acto de fuerza no necesariamente justo.

Pero existe un problema más profundo. En la sociedad moderna, la elección democrática de nuestros gobernantes no legitima por sí sola la adopción de una función de bienestar por encima de las demás. Es decir, que la mayoría prefiera una u otra fórmula no brinda al gobierno elegido por esta mayoría justificación suficiente para adoptarla en sus decisiones públicas. En ocasiones, justamente lo contrario será lo adecuado: independientemente del voto de las mayorías, en las sociedades más vulnerables los gobernantes deberán adoptar soluciones quasi-rawlsianas —impopulares por sus consecuencias económicas— como única forma de cumplir con la demanda básica de legitimidad, es decir con el requerimiento de que el ejercicio del poder brinde una forma de orden, protección, seguridad, confianza y condiciones de cooperación que sea justificable para todos y cada uno de los miembros de la sociedad (Williams, 2005). Así, el sólo hecho de representar a las mayorías de una sociedad moderna no legitima al tomador de decisiones como determinante de su *thelos*⁸.

En realidad, la democracia como acto de poder de las mayorías o de sus representantes no enfrenta el problema de fondo, que consiste en que *toda función de distribución de bienestar social define un patrón social de perdedores y ganadores característico y diferente al de las otras funciones equivalentes*. El voto democrático crea mayorías y minorías, y con ellas todos sus conflictos y dilemas asociados. Interpretada radicalmente, una función de bienestar rawlsiana justifica la prioridad de los proyectos de seguridad social y redistribución de la riqueza por sobre otros tipos de proyectos que benefician a una pequeñísima minoría (como los rescates bancarios mexicanos). Considérense las consecuencias políticas y económicas que podrían seguirse de la aplicación de estos rescates en nuestras actuales condiciones históricas, en las que 98% de los intercambios internacionales representan flujos de capital especulativo... ¡temblemos por nosotros y nuestros hijos!

Las funciones políticamente más “realistas” —es decir las que ofenden menos a los principios de la propiedad y la riqueza, y por ello a las fuerzas económicas dominantes— tienden a beneficiar (dar más peso) a las clases más enriquecidas con tres argumentos principales: al menos una parte de ellas han adquirido su propiedad y riqueza por medios legítimos (trabajo y transacciones legales); debe respetarse la libertad individual —base fundamental de la sociedad moderna—; estas clases son el motor de la creación de la riqueza que a su vez crea oportunidades de ingreso para los pobres y será distribuida “en el futuro”. Pero muchos han puesto en duda la legitimidad de la propiedad moderna⁹, la sociedad reconoce muchísimas formas de esclavitud y enajenación modernas disfrazadas de libertad y la promesa del crecimiento económico parece que nunca llegará para las enormes poblaciones empobrecidas tanto de los países pobres como de las naciones desarrolladas.

Muchas veces se quiere dar una salida “amable” al problema; una reforma gradual en favor del alivio a la pobreza, que brinde un “rostro humano” al “realismo” del mercado. Para ello, se podría pretender adoptar una función que incorpora un factor de distribución equitativa del siguiente tipo:

⁸ Por todas estas consideraciones, en las democracias modernas la lucha competitiva por las mayorías otorga el poder, pero no define siempre el destino de la decisión, dado que existe un conjunto de libertades y derechos prioritarios que no pueden ser abolidos por las mayorías. En estas democracias, por lo tanto, se abre un espacio para la ley, las estructuras judiciales, los derechos de la minoría —entre los cuales es fundamental el derecho a convertirse en mayorías— y para otros muchos modos de controlar los excesos de las fuerzas hegemónicas.

⁹ Marx criticó duramente el concepto de “legítimo propietario privado”. Su descripción de la acumulación originaria del capital como un pecado original semejante al bíblico automáticamente deslegitima a ‘toda’ la propiedad privada de los medios de producción. Efectivamente, ya que vino al mundo “chorreando de sangre”, la apropiación originaria ha transmitido su pecado a través del tiempo y el espacio a todos los propietarios de los medios modernos de producción, independientemente de las formas y las vías por las que dicha propiedad haya sido adquirida.

$$W(U_1, \dots, U_n) = \sum_i \theta_i U_i - \lambda \sum_i (U_i - \min_i [U_i])$$

En este caso, claro, tanto los rawlsianos como los bentamitas saldrán sintiéndose, en términos relativos, perdedores respecto a lo que *en justicia* les corresponde, —¡así es la naturaleza humana!—, y no habremos avanzado en resolver nuestro problema. Además, en términos absolutos seguirán habiendo ganadores que se alegrarán de la política adoptada y perdedores que quedarán legítimamente “humillados y ofendidos”. *¿Y nuestra sociedad no podrá establecer los criterios de su propia equidad y sustentabilidad!*

Este es un problema profundo, pues hace imposible para las sociedades evaluar su situación presente y el proceso de transformación futura en términos de la justicia distributiva. Daremos ahora un ejemplo sencillo que ayude a entender el problema y sirva para nuestra discusión posterior. Considérese una sociedad formada por dos ciudadanos, el *rico* y el *pobre*, con funciones de utilidad U_r y U_p respectivamente, y un gobernante cuyo propósito es maximizar el bienestar conjunto de los dos ciudadanos. Esta sociedad habita en un territorio-nación, de la cual uno de los ciudadanos, el *rico*, es reconocido como el legítimo propietario: los tres actores creen saber que él y sus antepasados adquirieron la tierra por vías legítimas. Todos los registros históricos contrarios a la creencia han sido destruidos, y cualquier vieja historia de subordinación y despojo ha sido olvidada, por lo que las sospechas del pobre que pudieran alimentar sus pretensiones sobre el territorio no pueden ser argumentadas racionalmente. Ambos ciudadanos reciben de sus parientes en el extranjero remesas monetarias como única fuente de ingreso. El *rico* recibe X_r y el *pobre* X_p . Obviamente, se cumple que: $X_r > X_p$.

A partir de nuestra discusión, podemos señalar que a pesar de la desigualdad, no podemos saber si esta sociedad es justa o injusta si previamente no hemos elegido una de las funciones de bienestar señaladas. Sólo será injusta si, de acuerdo con Rawls, aceptamos que la equidad distributiva debe buscarse independientemente de las condiciones históricas que dieron origen a la desigualdad en la sociedad. Sin embargo, si creemos que la apropiación de las cosas por medios legítimos es a su vez legítima, la justicia puede ser completamente coherente con la desigualdad.

Supongamos ahora que el gobierno desea invertir recursos públicos para *maximizar el bienestar de esta sociedad*, y para ello tiene las dos opciones consideradas arriba: **a** - sistema agroecológico y **b** - sistema productivista. Finalmente, supongamos que el rico prefiere el sistema **b** y el pobre el sistema **a**, es decir:

$$U_r(\mathbf{a}; X_r) = U_r(P, EQ, ES, R, C, F, A; X_r) < U_r(P', EQ', ES', R', C', F', A'; X_r) = U_r(\mathbf{b}; X_r),$$

pero:

$$U_p(\mathbf{a}; X_p) = U_p(P, EQ, ES, R, C, F, A; X_p) > U_p(P', EQ', ES', R', C', F', A'; X_p) = U_p(\mathbf{b}; X_p),$$

¿En qué opción debe invertir el gobierno sus recursos públicos? A partir de nuestra discusión, ahora podemos decir que la decisión que tome el gobierno también será arbitraria, no tendrá justificación racional y generará un conflicto en la sociedad. Es evidente que un voto democrático no será útil, pues arrojará 1 voto por cada opción. El gobierno que opte por elegir una función bentamita y brinde algún peso a la preferencia del ciudadano *rico* con el argumento de que nada debe impedir que un propietario legítimo del territorio que por su esfuerzo personal o el de sus antepasados alcanzó a acumular riqueza sea beneficiado por la actividad pública, contravendrá el principio rawlsiano de que las inversiones públicas deben beneficiar al ciudadano *pobre* en tanto persista una desigualdad de bienestar individual.

En resumen, no podemos evaluar si la ausencia de igualdad o la búsqueda de la misma son justas o injustas. ¿Qué hacer?

7. COMPENSANDO A LOS PERDEDORES

¿Qué tipo de mecanismo de decisión social deben adoptarse para evitar que la búsqueda del bienestar social dañe a algunos miembros de la sociedad?

Una de las soluciones más favorecidas por los gobiernos ha sido complementar a la función de bienestar social con un mecanismo de compensación racional a los perdedores. Este mecanismo se considera efectivo en la “resolución” de conflictos, y es la base de una buena cantidad de instrumentos de decisión en política ambiental, como son el análisis costo-beneficio y el manifiesto de impacto ambiental. Sin embargo, en tanto que la compensación debe calcularse necesariamente a partir de las funciones de bienestar social, hereda las contradicciones expuestas antes, lo que en principio también hace a este mecanismo incompatible con los fines de la sustentabilidad. Dedicaremos la última parte de este capítulo a analizar porqué.

Comencemos por explicar en forma sencilla qué es una compensación racional. Se trata de una transferencia de poder adquisitivo de quienes ganan a quienes pierden con un proyecto público, de tal magnitud que los segundos pueden recuperar *al menos* su nivel de bienestar original a la par que los primeros mantienen alguna ganancia en utilidad. En los términos planteados por el ejemplo que dimos al final de nuestro apartado anterior, esto significa que C será una compensación racional si cumple la siguiente condición:

Condición (1)

$$U_r(\mathbf{a}; X_r) \leq U_r(\mathbf{b}, X_r - C),$$

pero:

$$U_p(\mathbf{a}; X_p) \leq U_p(\mathbf{b}; X_p + C)$$

Cuando C cumple la Condición (1), tanto el *rico* como el *pobre* preferirán el estado **b**. Por un lado, el pobre ha recibido una compensación suficiente para mantener o incluso aumentar su utilidad. Por el otro, dar la compensación también ha resultado racional para el *rico*, pues le ha permitido mantener al menos una parte de la ganancia del proyecto público a su favor.

Un aspecto llamativo de la solución de compensación es que *el proyecto público resultante* es independiente de la función de bienestar adoptada. Como ejemplo, consideremos las funciones rawlsiana y bentamita, y evaluémoslas en un esquema de compensación.

Si la decisión está basada en la función rawlsiana, después de la compensación el bienestar social dependerá solamente de la utilidad del *pobre*, dándonos:

$$\text{bienestar social en } \mathbf{b} = U_p(\mathbf{b}; X_p + C) \geq U_p(\mathbf{a}; X_p) = \text{bienestar social en } \mathbf{a}$$

Por otro lado, si la decisión se fundamenta con la función bentamita, entonces:

$$\theta_r U_r(\mathbf{b}, X_r - C) + \theta_p U_p(\mathbf{b}, X_p + C) \geq \theta_r U_r(\mathbf{a}, X_r) + \theta_p U_p(\mathbf{a}, X_p)$$

En ambos casos la solución será la misma: el gobierno optará por **b**.

Pareciera que hemos solucionado nuestro problema. Pero enfoquemos nuestra atención en la siguiente pregunta: ¿Cuál será el monto de la compensación? La respuesta dependerá de la función de bienestar que el gobierno adopte para tomar su decisión, y por lo tanto, si abre o no un juego de negociación entre las partes.

Es bien sabido que el resultado de una negociación depende de dos factores: el poder relativo de las partes y el *espacio de negociación*, definido como el conjunto de todos los resultados que puede arrojar ésta. El espacio de negociación de una compensación racional está determinado por las restricciones impuestas por la condición (1) y *por la función de bienestar que el gobierno adopte*, que lo agranda o disminuye. En este sentido, una función rawlsiana corresponderá a la eliminación del espacio de negociación y, por lo mismo, a la supresión del mayor poder relativo del *rico*. Una función bentamita, en cambio, corresponderá a la apertura del espacio de negociación y la posibilidad de que el *rico* ejercite ese poder a su favor. Así, la función de bienestar elegida por el gobierno sesgará el resultado a favor del *rico* o a favor del *pobre*. De nuevo nos encontramos en medio de un conflicto normativo. ¿Qué *thelos* debe adoptarse?

Para ejemplificar la situación en la forma más sencilla posible, daremos valores numéricos a las funciones de utilidad. Sean pues:

$$\begin{aligned} U_r(\mathbf{a}; X_r) &= 5 + X_r \\ U_r(\mathbf{b}; X_r) &= 10 + X_r \\ U_p(\mathbf{a}; X_p) &= 3 + X_p \\ U_p(\mathbf{b}; X_p) &= 1 + X_p \\ X_r &= 6 \\ X_p &= 2 \end{aligned}$$

Supongamos primero que el gobierno considerara adoptar la función rawlsiana. De la Condición (1) es sencillo desprender que el monto mínimo necesario para compensar al pobre y que éste acepte el proyecto \mathbf{b} será la cantidad C_{\min} que satisface la siguiente ecuación:

$$U_p(\mathbf{a}; X_p) = 3 + 2 = 1 + 2 + C_{\min} = U_p(\mathbf{b}; X_p + C);$$

es decir,

$$C_{\min} = 2$$

Evidentemente, de darse esta transferencia la utilidad del pobre no será afectada por la adopción de \mathbf{b} y se mantendrá en 5. Pero esta compensación no maximizaría el bienestar social. En realidad, bajo la función de bienestar adoptada, tal situación sólo se alcanzaría si el *rico* compensa al *pobre* con la máxima transferencia que el primero esté dispuesto a aceptar, es decir, cuando transfiriera C_{\max} que cumpla con la condición:

$$U_r(\mathbf{a}; X_r) = 5 + 6 = 10 + 6 - C_{\max} = U_r(\mathbf{b}; X_r - C_{\max})$$

es decir,

$$C_{\max} = 5$$

Con esta transferencia, la utilidad del *pobre* aumentaría a 8 y el bienestar social alcanzaría su máximo.

Supongamos ahora que el gobierno considerara adoptar una función bentamita que da el mismo peso de decisión al *rico* y al *pobre*, es decir:

Bienestar social en \mathbf{a} :

$$U_r(\mathbf{a}; X_r) + U_p(\mathbf{a}; X_p) = (5 + 6) + (3 + 2) = 18$$

Bienestar social en \mathbf{b} , antes de la compensación:

$$U_r(\mathbf{b}; X_r + C) + U_p(\mathbf{b}; X_p + C) = (10 + 6) + (1 + 2) = 19$$

Bienestar social en \mathbf{b} , después de la compensación:

$$U_r(\mathbf{b}; X_r + C) + U_p(\mathbf{b}; X_p + C) = (10 + 6 - C) + (1 + 2 + C) = 19$$

El resultado puede resultar sorprendente para muchos. Nos indica que el bienestar social no depende en forma alguna de la magnitud de la compensación. Está claro que la compensación sólo cumplirá su función de evitar la existencia de perdedores si el *pobre* recibe una compensación de 2. Pero para un bentamita convencido incluso esa posibilidad debe estar sujeta a negociación; para él lo justo radica en maximizar la función de bienestar social, por lo que una compensación nula será completamente legítima.

Lo anterior es fundamental, por lo que conviene repetirlo en distintas palabras. La función de bienestar igualitaria (bentamita con pesos iguales a todos los individuos) no requiere en sentido estricto compensar a los perdedores. Pero tampoco afirma que no deba compensárseles. Sólo abre el espacio de negociación, estableciendo así las condiciones para que las partes involucradas negocien la magnitud de la compensación. El resultado de dicha negociación dependerá legítimamente del poder relativo de las partes, y por tanto la ausencia total de compensación no supondría que se haya ejercido ningún tipo de injusticia en contra del pobre.

Pero no sucede lo mismo con la función rawlsiana, que como hemos visto requiere asignar *toda* la ganancia de la inversión pública a favor del *pobre*. Para quienes defienden esta perspectiva, el espacio de negociación abierto por la decisión del gobierno de adoptar una función de bienestar bentamita debe interpretarse en sí misma como un ámbito de injusticia y conflicto normativo, y el ejercicio del poder durante las negociaciones como ilegítimo. De hecho, cualquier negociación será entendida como una imposición abusiva por parte de *la alianza en el poder* (entre el gobierno y el rico), que obliga al *pobre* a derrochar sus escasos recursos en una lucha injustificada.

De nuevo nos encontramos atrapados por el desbarajuste ético moderno, y sin posibilidades de establecer una noción de equidad que “sustente” la meta de alcanzar la sustentabilidad. Al parecer, no es posible establecer ningún tipo de compensación justa cuando los modelos de justicia rivales no convergen. Más aun, en el contexto en discusión, el uso de una nueva norma: *un proyecto público es legítimo si no implica pérdidas de utilidad para ninguno de los miembros de la sociedad*, en realidad establece una paradoja ética. Como la función bentamita, esta norma permite un espacio de negociación, pero a diferencia de ella, establece nuevos rangos de negociación que son resultado de la aplicación de las funciones éticas en conflicto. Esto implica darles a estas funciones un uso instrumental, lo cual es completamente contradictorio con su contenido normativo fundamental. Detrás de cada una de estas funciones hay un reclamo de lo justo, y lo justo no es negociable. En caso de considerar lo contrario, es mejor dejar que las partes en conflicto se enfrenten en lucha directa y resuelvan sus diferencias sin invocar ningún tipo de norma o principio de índole superior.

¿Qué hacer? Un aspecto interesante de la compensación racional podría llevarnos a insistir en que representa un avance relativo con respecto a las normas rivales. Consiste en dejar abierta la posibilidad de que el *rico* pueda ejercer su poder de negociación y obtener alguna ganancia, y simultáneamente reduce el espacio de conflicto y negociación a favor del *pobre* de tal manera que éste jamás se verá en la situación de perdedor. De esta manera, adopta una posición de *prudencia* que no adolece de la radicalidad de las posiciones alternativas.

Efectivamente, la posición bentamita es radical en el sentido de que insiste en dejar abierto y sin ningún tipo de regulación *todo* el espacio de negociación, lo que evidentemente favorece al *rico*. Por otro lado, la posición rawlsiana es radical en tanto califica todo espacio de negociación como espurio, un truco ilegítimo para mantener la posibilidad del ejercicio injusto del poder.

Sugeriría esto que debemos optar por la prudencia. Pero... ¿cómo se hace eso en la práctica? *La prudencia no es ni nunca ha sido un argumento suficiente para relajar los reclamos de la justicia social*, y en tanto nuestras decisiones se guíen solamente por sus continuos flirteos con el poder, persistirán los fantasmas radicales. De esto existen numerosos ejemplos históricos. Es necesario buscar una tercera salida. ¿Cuál puede ser ésta?

Ante nosotros surge una disyuntiva. ¿Debemos abandonar por históricamente incompatibles *todos* los modelos de justicia rivales y, dado que no existe ningún modelo superior a los demás, ajustarnos a perseguir un concepto de sustentabilidad independiente de cualquiera de ellos? ¿O debemos ir todavía más allá y abandonar por completo la idea de que la sociedad moderna en conjunto puede tomar decisiones sociales? Optar por lo primero nos regresaría a las posiciones *emotivistas* de la preguerra, lo que le quitaría brillo y significado a la sustentabilidad como *thelos* de la sociedad moderna. De hecho, en el largo plazo nos obligaría a vaciar el concepto de sustentabilidad de cualquier contenido normativo, ya que todos sus atributos están de una u otra manera sujetos a conflictos normativos semejantes a los que caracterizan a la equidad. La sustentabilidad, en ese caso, perdería todo significado y su capacidad de guiar nuestras acciones prácticas. Parecería, pues, que si hemos de mantener el sentido normativo de la sustentabilidad, la única opción en su búsqueda es abandonar la descripción de nuestra sociedad como un sistema controlable.

8. CONCLUSIONES: COOPERACIÓN, CREATIVIDAD, PARTICIPACIÓN Y OTROS

Debemos detenernos para recapitular y extraer algunas consecuencias de nuestra discusión. Hemos argumentado —esperamos que con claridad— que la imposibilidad de construir una definición coherente de la sustentabilidad nos obliga a desechar el intento de describir a la sociedad moderna como una PSAC cuyo *propósito último* sea este valor. Para ello seguimos un largo camino, explorando la naturaleza de las funciones racionales y su capacidad para proporcionarnos un *propósito* para cada sistema: *el estado preferido*. Analizamos estas funciones en dos niveles: el individual y el societario. Argumentamos que el valor de dichas funciones no es descriptivo ni explicativo, sino metodológico: al investigador que utiliza las funciones racionales para describir un sistema económico no le interesa ni el realismo ni la precisión, sino darle propósito y control a sus descripciones. Este programa de investigación parece funcionar en el nivel individual, pero cuando buscamos extenderlo al nivel societario se derrumba completamente. Según la metáfora usada en el anexo histórico, el hombre, al buscar la semejanza con Dios, adopta una posición externa al *Cosmos*, pero queda completamente pasmado ante la complejidad de los significados de Su creación. Frente a la incoherencia que él mismo ha creado, su capacidad de agencia se ve extraordinariamente disminuida, y con ello sus pretensiones de dignidad como ser racional.

Esta conclusión puede alegrar a algunos lectores que consideran liberadora y digna de festejarse la imposibilidad de que unos hombres ejerzan control sobre otros y sobre la naturaleza. Sin embargo, muchos científicos reivindican como un propósito central de su actividad el reducir, y de ser posible eliminar, la incoherencia y la incertidumbre de los procesos socioambientales con el fin de entenderlos y controlarlos. Para ellos, lo aquí presentado puede ser profundamente perturbador. Seguramente se verán impulsados a rescatar a cualquier costo una propuesta que ponga el énfasis en la naturaleza social del problema de la sustentabilidad y la prioridad de las ciencias sociales en su resolución, y que además nos brinde un método de balance interdisciplinario plausible entre las distintas disciplinas científicas y un esquema de división del trabajo entre ellas. En efecto, bajo la influencia de la perspectiva analizada en este ensayo, las principales cualidades estáticas y dinámicas de la sustentabilidad parecerían poder “convertirse” en un objeto de estudio coherente para las ciencias exactas y naturales. Mientras, las ingenierías parecerían poder ocuparse de su regulación y control físico; los psicólogos y antropólogos, ocuparse de las preferencias culturales sobre las que descansa; y los economistas, sociólogos y politólogos, de los procedimientos que conducen a ella.

Pero si nuestra argumentación es correcta, aun cuando organicemos así el trabajo y el conocimiento, todo el producto generado no será suficiente para definir, y mucho menos alcanzar, la sustentabilidad. ¿Existe la posibilidad de abandonar la descripción de nuestra sociedad como *un sistema controlable en búsqueda de la sustentabilidad* y al mismo tiempo rescatar de manera significativa la organización científica interdisciplinaria hasta ahora generada?

Volvamos atrás y recordemos que un problema central de los PSAC es la falta de un mecanismo de decisión social que evite la presencia de perdedores. Hemos visto también que, como complemento de la función de bienestar, el mecanismo de compensación es defectuoso pues lleva al gobierno a trasladar el problema a un nuevo ámbito —la negociación de los beneficios— sin resolver los conflictos normativos; en esta situación, el gobierno se encuentra incapacitado para justificar sus decisiones que puedan afectar los procedimientos y resultados de la negociación.

Imaginémonos ahora que abandonamos nuestra pretensión de definir la sustentabilidad como *thelos* de un PSAC, y nuestra imagen del gobierno / investigador como agente externo en control del mismo. Nos hemos desembarazado de una pesada carga. Podemos ahora concebir un mecanismo de decisión social que permita simultáneamente evitar la presencia de perdedores y evaluar los resultados en función de las *interacciones locales de un grupo y las normas que emergen de ellas*. La sustentabilidad de este proceso ya no necesitará ser definida en términos de un *thelos general* —o de un concepto *general de equidad*— que abarque y dé sentido *a priori* al sistema en su conjunto.

Un mecanismo específico en torno al cual se ha intentado muy seriamente construir una noción *local* de desarrollo sustentable de la sociedad moderna es la tríada cooperación estratégica-creatividad-participación social¹⁰. La cooperación estratégica y la creatividad —entendidas respectivamente como la convergencia negociada de los intereses en torno a un beneficio a compartir y la facultad de utilizar la información existente para crear nuevas condiciones informáticas, técnicas y sociales que faciliten dicha convergencia y agranden sus beneficios— permiten redefinir y organizar a la actividad pública como un proceso gradual de construcción social que evite la presencia de perdedores.

¹⁰ Varios textos recientes académicos y de divulgación, como “La Tierra es plana”, de Thomas Friedman (2006), han explorado esta tríada.

El imperativo político-moral de esta posición es positivo y contundente. La eficiencia (y por ello el bienestar) debe ser producto de un proceso de construcción social y no un acto dirigido de gobierno. Los gobiernos deben abandonar toda pretensión de *controlar* a las sociedades.

Sin duda, lo anterior representa un importante avance, y como tal debe ser cuidadosamente preservado en la construcción de la sustentabilidad. Sin embargo, no nos obliga a emitir un voto definitivo a favor de la tríada. Para concluir, señalaremos muy brevemente algunos aspectos centrales de su contenido y apuntaremos hacia algunas alternativas que creemos son éticamente más satisfactorias.

La literatura económica institucional ha estudiado extensamente un profundo dilema de la cooperación estratégica: en presencia de asimetrías o faltas de información, la cooperación estratégica genera incentivos perversos para los actores que cooperan, pues éstos pueden ocultar acciones o información para aprovechar los beneficios de la cooperación sin pagar sus costos. Como resultado, la cooperación estratégica también es ineficiente e inestable. Este dilema ha recibido varios nombres (algunos conocidos son el ‘dilema del prisionero’ o el dilema del ‘*free-rider*’), y para muchos es la causa principal de la falla de provisión de bienes públicos. El objetivo de casi toda la literatura señalada ha sido encontrar los mecanismos para disminuir o corregir el incentivo perverso y evitar que guíe la conducta de los agentes. Para ello, se ha enfocado en las instituciones que refuerzan las estructuras de coerción estatal, sanción social y formación de expectativas compartidas (Bowles, 2005).

No toda cooperación, sin embargo, es cooperación estratégica. De hecho, esta forma de cooperación es practicada sistemáticamente sólo por los agentes oportunistas, a quienes Amartya Sen llamó “tontos racionales”. Un profundo defecto de gran parte del institucionalismo económico moderno es que “naturaliza” (*sensu* Marx) estas conductas y sus soluciones, y no toma en cuenta el contexto histórico concreto en el que ambas se forman (García-Barrios *et al.*, 2007; para un análisis más extenso, ver García-Barrios, de la Tejera y Appendini, 2007). La comprensión de este contexto histórico es fundamental para entender la dinámica de la confianza social entre los sectores. Por ejemplo, una desconfianza estructural como la que existe en muchas regiones de nuestro país puede ser producto de una larga historia de engaños, autoengaños y contraengaños —generalmente acompañados de justificaciones y contra-justificaciones— por parte del gobierno, los empresarios y la ciudadanía en general, y resultar en profundas fallas endógenas de información, enorme incertidumbre y un descrédito generalizado. El fracaso de muchos intentos en la construcción de la sustentabilidad nos habla de los límites del poder de cada sector para construir un esquema cooperativo frente a otros sectores que desconfían profundamente tanto de él como de ellos mismos.

En esta situación, un cambio institucional en pos de una visión compartida de un futuro ambiental sustentable es posible sólo como resultado de un proceso de profunda introspección social: las soluciones institucionales estrictamente racionales mencionadas arriba (coerción estatal, sanción social y expectativas compartidas) no funcionarán si no se acompañan de la maduración de los intereses de los individuos y los grupos que constituyen la sociedad moderna, y de la construcción de confianza entre los sectores estratégicos. Con sus limitaciones, éstos han sido los propósitos más importantes de algunos planteamientos recientes —como son los comunitaristas de tradición judeo-cristiana, la ciencia postnormal con fundamentos genealógicos y postmodernos, y otros— que constituyen esfuerzos serios por explorar y construir con coherencia una vía posible hacia la sustentabilidad socioambiental.

BIBLIOGRAFÍA

- Baland, J. M. y J. P. Platteau. 1996. *Halting Degradation of Natural Resources*. FAO, Roma.
- Bardhan, P. 2004. *Scarcity, Conflicts and Cooperation: Essays in the Political and Institutional Economics of Development*. MIT Press, Estados Unidos de América.
- Bowles, S. 2005. *Microeconomics: Behavior, Institutions and Evolution*. Russel Sage Foundation, Princeton.
- Brock, W. A., K. G. Måler, y C. Perrings. 2005. "Resilience and Sustainability: The Economic Analysis of Nonlinear Dynamic Systems", en Gunderson, H. L., y C. S. Holling. 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, DC.
- Clark, C. W. 2005. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*. Wiley Ed.
- Dworkin, R. 1993. *Ética privada e igualitarismo político*. Paidós.
- Friedman, T. 2006. *La tierra es plana: breve historia del mundo globalizado del siglo XXI*. Martínez Roca.
- García-Barrios, R., V. D. Hinojosa, L. Cortés Vázquez, G. Torres Godínez, J. Salazar Guzmán, F. Jaramillo Monroy, R. Morales Vázquez, G. Miranda García, J. L. Alquiciras Solís, C. Wiltshire Henríquez, D. Pineda Fernández, M. Tapia Uribe, G. Torres Gómez, C. Añorve Millán, J. M. Zaragoza Contreras, O. Pohle Morales y M. Garzón Zúñiga, et al. 2007. "Rescatando el Salto de San Antón: una historia reciente de construcción institucional", en *Economía Mexicana* (en prensa).
- García-Barrios, R., B. de la Tejera, K. Appendini. 2007. *Instituciones y desarrollo: ensayos sobre la complejidad del campo mexicano*. CRIM-UACH-ColMex (en prensa).
- Goleman, D. 1996. *La inteligencia emocional*. Vergara, México.
- Goleman, D. 2005. "Liderazgo que obtiene resultados", en *Harvard Business Review* (en español), noviembre: 125-140.
- Kahneman, D., A. Tversky (eds.). 1984. "Choices, Values and Frames", en *American Psychologist*, 39: 341-350.
- Kahneman, D., A. Tversky (eds.). 2000. *Choices, Values and Frames*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Luhmann, N. 1996. *Confianza*. Anthropos.
- MacIntyre, A. 1984. *After Virtue: A Study in Moral Theory*. University of Notre Dame Press.
- MacIntyre, A. 1992. *Tres versiones rivales de la ética*. RIALP, España.
- Martínez-Alier, J. y J. R. Jusmet 2000. *Economía Ecológica y Política Ambiental*. PNUMA/FCE, México.
- Mayr, E. 1976. *Evolution and the Diversity of Life: selected essays*. Belknap Press, Harvard.
- Nelson, R. S. y S. G. Winter. 1982. *An Evolutionary Theory of Economic Change*. Harvard Press, Harvard.
- North, D. 1990. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance: Political Economy of Institutions and Decisions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- North, D. 2005. *Understanding the Process of Economic Change*. Princeton University Press, Nueva Jersey.
- Polanyi, K. 1957. *The Great Transformation: The Political and Economic Origins of Our Times*. Beacon Press.
- Rawls, J. 1979. *Teoría de la Justicia*. FCE, México.
- Scheffer, M., F. Westley, W.A. Brock, y M. Holmgren. 2002. "Dynamic Interaction of Societies and Ecosystems: Linking Theories from Ecology, Economy and Sociology", en Gunderson, H. L., y C. S. Holling. 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington, DC.
- Schwartz, B. 2005. *Por qué más es menos*. Taurus.
- Taylor, P. J. 2005. *Unruly Complexity: Ecology, Interpretation, Engagement*. Chicago University Press.
- Will, F. L. 1988. *Beyond Deduction: Ampliative Aspects of Philosophical Reflection*. Routledge, Nueva York.
- Williams, B. 2005. *In the Beginning Was the Deed: Realism and Moralism in Political Argument*. Princeton University Press, Nueva Jersey.

ANEXO HISTÓRICO-FILOSÓFICO

Podemos encontrar ciertos orígenes de la genealogía de la función de utilidad en la polémica de Occam¹¹ contra Santo Tomás en cuanto a la naturaleza del poder de Dios. Para Occam, la visión tomista del *Cosmos* u *Orden Sagrado del Universo* atrapa a Dios en su propia creación, por lo que es inaceptable. El poder de Dios Omnipotente debe ser concebido como absoluto y pleno, y la Creación como separada y sujeta a Su Voluntad. De esta manera, Occam separa el *hecho del mundo* de la *voluntad del agente*, dejando lugar para la *libertad de elección* y la *instrumentalización de los propósitos*. Trescientos años más tarde los seguidores de Occam —entre ellos Descartes y Newton— darían la bienvenida al concepto de *universo como mecanismo*, es decir, como una *estructura reglamentada pero neutra*, que para funcionar espera los propósitos que le serán insuflados por un *soberano*.

Es interesante observar cómo, en cada nueva fase de su historia, los seres humanos crean una imagen de Dios para luego crearse a Su imagen y semejanza. En la Capilla Sixtina, el Divino Contacto nos recuerda cómo durante la Ilustración la nueva noción de libertad fue transferida de Dios al Hombre.



A partir de entonces, el pensamiento occidental moderno comenzó a considerar los propósitos humanos no como cualidades debidas a nuestra posición personal en un orden cósmico (reflejado por un sitio en nuestra familia, nuestra comunidad, nuestro gremio o profesión, nuestra iglesia, nuestra nación, etc.), sino como algo inherente a nosotros como individuos humanos. En breve, el intento de describir la realidad como un PSAC tiene orígenes teológicos muy antiguos y está directamente ligado con el concepto moderno de libertad¹². De este concepto de libertad surgió la dignidad que hoy le conferimos a la libre búsqueda tanto de la auto-preservación como de la felicidad personal.

En la actualidad, la cultura moderna preserva celosamente el espacio ganado por Occam para la libertad, tanto en la práctica como en la teoría. Por ejemplo, recientemente Amartya Sen ha agrupado las necesidades, capacidades y estándares del desarrollo humano en un solo término: libertades. Las libertades apuntan a ofrecernos de manera indefectible las capacidades necesarias para participar sin restricciones y con responsabilidad plena en los procesos que afectan nuestra vida y la de los seres que consideramos afines (nuestros niños y ancianos, nuestro contemporáneos más vulnerables, las generaciones futuras, otros seres vivos pensante o sentientes, etc)¹³.

Pero la existencia de estos seres vulnerables —en realidad todos los seres humanos en algún momento de nuestra vida— nos recuerda que detrás de la función de utilidad, y sosteniéndola, también existe una concepción más

¹¹ La posición de Occam está directamente ligada a ciertas concepciones del alma humana cuyas raíces son mucho más antiguas, y pueden perseguirse hasta los orígenes mismos de la cultura aria en el segundo milenio A.C. El atman védico, la persona platónica y el alma de San Agustín pertenecen a esta tradición.

¹² Al lector le interesará saber que también el principio de parsimonia o “navaja de Occam” al que suelen recurrir los científicos en sus debates, tiene un origen teológico similar. Ya que Dios es el *Único Principio*, *entia non sunt multiplicanda praeter necessitatem* (las entidades no deben ser multiplicadas más allá de lo necesario).

¹³ Un ejercicio para el lector: visite la página www.un.org/millenniumgoals/, e interprete los objetivos del milenio de las Naciones Unidas de acuerdo con estos principios.

o menos desarrollada y aceptada sobre la virtud personal, que se resume en la *capacidad de agencia*. Esta virtud no se define en términos sustantivos o aristotélicos —es decir de lo que es necesario para florecer en el seno de un orden cósmico— sino en términos de los recursos de carácter y conocimiento necesarios que, como agentes libres, debemos poseer para realizar actos de control racional de los mecanismos a nuestra disposición y alcanzar nuestras metas.

Actos de decisión de este tipo son el voto universal y la participación ciudadana, la transacción y asociación económica y la demanda legal (que claramente corresponden a las instituciones modernas: democracia, mercado y estado de derecho). A estos actos corresponden virtudes. Por ejemplo, se suelen ligar al mercado las virtudes propias del liderazgo empresarial: agudeza analítica, flexibilidad, imaginación estratégica e intensidad competitiva¹⁴.

De acuerdo al *canon* liberal, nuestras opiniones y preferencias privadas no necesitan ser justificadas ni ser objeto de ningún tipo de intervención o protección por parte del Estado. No ocurre lo mismo, sin embargo, con nuestra capacidad de agencia. Ésta puede erosionarse al no satisfacerse ciertas condiciones adicionales pero necesarias para su reproducción. Dichas condiciones son, en buena medida, determinadas por la dinámica social e independientemente de la voluntad individual, por lo que es obligación de la sociedad en su conjunto velar por su cumplimiento.

Las condiciones a cumplir son de dos tipos. Primero están los satisfactores de las necesidades vitales humanas; por ejemplo, subsistencia, salud, protección, afecto, entendimiento, ocio, etc. La provisión de dichos satisfactores, o de los seudosatisfactores correspondientes, constituyen la mínima base por cubrir, y son incluidos indefectiblemente entre los requerimientos del desarrollo sustentable.

Segundo, están las condiciones que implican el ejercicio de la capacidad de agencia al menos en otros tres niveles y ámbitos de participación y debate público: en la lucha por los derechos individuales, sociales y comunitarios; en la expresión pública y argumentada de las ideas, creencias y preferencias —políticas, religiosas, sexuales, etc.—, y en la definición de los principios constitucionales y normativos de la vida pública que constituyen los fundamentos para las reglas y procedimientos que regulan las otras formas de participación.

Para ello, el agente debe ser capaz de discernir entre el interés personal y el interés colectivo encarnado en las instituciones. Dado que la capacidad de agencia es, por lo menos en buena parte, producto de la práctica y la educación, debe permitirle a los individuos no sólo incrementar la satisfacción de sus necesidades vitales y sus capacidades expresivas y de liderazgo, sino además aprehender la virtud institucional. No es casual que las virtudes ligadas a la práctica democrática y el estado de derecho sean consideradas más complejas y difíciles de adquirir que las que están ligadas al mercado, pues se establecen en torno a normas del bien colectivo y deben ser productos morales-racionales que permitan a los individuos discernir entre lo que es bueno para ellos y lo que es correcto para la sociedad, y actuar en consecuencia. Desde el siglo XIX, J.S. Mill reconoció que una de las ventajas del ejercicio correcto de la democracia y el Estado de Derecho es que enseña a los individuos a reconocer, apreciar y perseguir para sí mismos estas virtudes. En otras palabras, en la sociedad moderna los individuos deben entender e internalizar las virtudes institucionales y hacerlas de su interés personal, lo que sólo se logra mediante un largo proceso de socialización a través de la educación y la práctica de la democracia y la ley.¹⁵

¹⁴ Desde hace décadas proliferan los libros, revistas y panfletos que compendian las virtudes empresariales. Véanse, por ejemplo, Goleman (1996) y Goleman (2005).

¹⁵ La posibilidad de alcanzar y mantener en un mismo individuo la congruencia entre las perspectivas éticas separadas: la perspectiva del interés personal y la perspectiva del interés colectivo (manifestado en su respeto a las normas y virtudes institucionales) es uno de los temas más controvertidos de la filosofía política moderna. Para un resumen de esta discusión, véase Dworkin (1993).

11 Retos para los análisis de sustentabilidad de los SMRN

Marta Astier, Yankuic Galván-Miyoshi y Omar Masera

Hemos entrado de lleno en el siglo XXI y las promesas de un mundo más sustentable, a partir del proyecto de globalización neoliberal dominante, están lejos de ser cumplidas; la crisis ambiental es hoy más aguda que nunca y se expresa a todos los niveles, desde la contaminación local hasta problemas que involucran a todo el orbe como el cambio climático global. El mundo es a la vez menos justo, pues la brecha entre ricos y pobres se ha incrementado, tanto entre las naciones como dentro de ellas; millones de migrantes arriesgan cotidianamente sus vidas en la búsqueda desesperada de un sustento que no pueden satisfacer en sus propios países; la seguridad internacional se ve continuamente amenazada por el aumento del terrorismo, el narcotráfico y la intolerancia, y también por las respuestas de gobiernos como el de los Estados Unidos de América que apuestan por la escalada militar como la solución a los conflictos.

Uno de los sectores más golpeados en todo este reacomodo mundial ha sido el campesinado. Baluartes de la cultura e incluso de la seguridad alimentaria global, los campesinos luchan hoy por su permanencia en medio del intrincado ajedrez del reposicionamiento de economías, personas e instituciones. Aunque presentes en la retórica de los gobiernos, en la práctica se les está asignando el papel de “reservorio” de mano de obra barata y reducto de programas asistenciales.

Es urgente —como lo exige un número creciente de organizaciones e individuos— un cambio de fondo en el paradigma de desarrollo dominante. Este cambio deberá llevar a transformaciones profundas en nuestro “actuar” o quehacer en el mundo, y en las formas de “conocerlo”. En efecto, hoy están en jaque tanto las instituciones y el modelo tecnológico dominantes como el paradigma reduccionista-mecanicista de conocimiento de la realidad que lo ha nutrido. Hablar de integralidad, interdisciplina, enfoques plurales y multidimensionales adaptados a los contextos socioecológicos locales, participación y equidad no es simplemente una moda o un punto de vista ideológico, sino una necesidad de supervivencia del planeta.

En este sentido, el concepto de sustentabilidad —más allá de su gran retórica— puede ser uno de los ejes rectores en la construcción de un modelo nuevo de relación sociedad-medio ambiente. La “práctica” de la sustentabilidad pasa inexorablemente por entender y dar alternativas para hacer operativo el concepto, lo que plantea a su vez retos importantes en los aspectos teórico-metodológicos y prácticos.

A lo largo de este volumen hemos revisado distintas herramientas y enfoques para hacer operativo el concepto de sustentabilidad, específicamente vía la evaluación de los SMRN, con énfasis en la metodología propuesta por el marco MESMIS (Masera *et al.* 1999). En el “MESMIS interactivo” hemos buscado también brindar a los lectores un

material pedagógico innovador que les permita “aprehender” con mayor claridad el concepto, su aplicación dentro de la metodología MESMIS y los aspectos relacionados con la negociación social. A continuación se resumen los principales hallazgos de la investigación reunida en este libro y los retos que plantea esta temática.

1. LOS RETOS PARA EL DESARROLLO DE SMRN MÁS SUSTENTABLES

¿Qué se ha aprendido sobre las propuestas alternativas agroecológicas y, más en general, de manejo integral de los recursos naturales? ¿Cómo pueden estas opciones alternativas no sólo mejorar la productividad y rentabilidad de los sistemas sino también la estabilidad, la resiliencia y la confiabilidad así como la adaptabilidad, la equidad y la autogestión de las familias y los grupos?

La experiencia de la aplicación del MESMIS en 40 estudios de caso que analizan SMRN campesinos deja varias conclusiones interesantes. En general, se observa que los sistemas campesinos atraviesan por una problemática muy compleja. Éstos se encuentran generalmente en zonas marginales con un bajo potencial productivo, en donde el paradigma reduccionista, tipo revolución verde, ha demostrado su fracaso como alternativa para el manejo de recursos y el desarrollo de las regiones en las cuales se practican. La estrecha interdependencia entre factores económicos, socioculturales, tecnológicos y ambientales exige un modelo integral que incorpore, además de las consideraciones productivistas, la conservación de la base de recursos en el largo plazo, así como el fortalecimiento de las estructuras organizativas y de toma de decisiones de las comunidades rurales.

Los aspectos generales que fortalecen la sustentabilidad están relacionados con el aumento en la productividad, el nivel de ingresos y la agrobiodiversidad de los sistemas alternativos (SA). Es común, por ejemplo, observar la presencia de bancos de semillas y el uso de las variedades locales adaptadas y seleccionadas para resistir sequía y heladas. Asimismo, se puede apreciar la existencia de mecanismos institucionales para regular y controlar los recursos naturales comunes cuando los SA son practicados por grupos indígenas. Además, en la mayoría de los casos, las familias que adoptan los SA están asociadas a una organización local dedicada a vender parte de los productos cosechados o comprar insumos. Más de la mitad de los SA fueron adoptados por un grupo importante de agricultores y, en la mayoría de los casos, los costos y los beneficios se distribuyen de manera equitativa entre las familias participantes; así se aseguran tanto la accesibilidad económica como la aceptación cultural del sistema de manejo propuesto.

Los aspectos que limitan la sustentabilidad de los SA se relacionan sobre todo con los atributos adaptabilidad y autogestión: mayores costos de inversión y mayor dependencia de insumos externos. En más de la mitad de los casos, los mayores rendimientos e ingresos se obtienen a expensas de un mayor costo de la producción. Dicho fenómeno detiene procesos de adopción y escalamiento de los SA, sobre todo en el caso de los sistemas más recientes.

Lo anterior supone un reto enorme para las universidades, las instituciones de investigación, las ONG y las organizaciones de productores que actualmente impulsan esfuerzos importantes para la generación de proyectos de desarrollo alternativos. Aunque las experiencias analizadas muestran avances significativos, en el futuro estos proyectos deberán poner mayor atención en el proceso de adopción y las necesidades organizativas de las propuestas de manejo alternativas. Además, para que los sistemas de manejo alternativos no permanezcan como experiencias excepcionales, pero con bajas tasas de adopción, es recomendable que formen parte de programas de carácter gubernamental que las acompañen y apoyen, sobre todo en los estadios de transición.

2. LECCIONES DE LOS ESTUDIOS DE CASO: RECOMENDACIONES PARA HACER OPERATIVAS LAS EVALUACIONES DE SUSTENTABILIDAD

La aplicación del MESMIS en 40 estudios de caso ha sido clave para mejorar el marco, tanto a nivel metodológico como operativo. Como resultado de esta experiencia, se puede observar que, en general, el MESMIS ha probado ser una herramienta útil para la evaluación integral y la identificación de las ventajas comparativas de los sistemas de manejo y las alternativas para mejorarlos. Con esto se ha contribuido también a mejorar los procesos de toma de decisiones en las evaluaciones de sustentabilidad. El MESMIS ha facilitado la evaluación de una gran diversidad de sistemas de manejo, en condiciones biofísicas y socioeconómicas contrastantes, y con diversas capacidades técnicas

y disponibilidad de recursos de los grupos de evaluación, desde organizaciones de productores rurales hasta instituciones y centros de investigación.

De este análisis amplio surge también una serie de recomendaciones generales para llevar el MESMIS a la práctica:

- Conformar equipos interdisciplinarios bien coordinados, que logren un equilibrio entre las distintas áreas de evaluación, así como una verdadera integración que trascienda el aislamiento disciplinario.
- Garantizar y fortalecer la participación de los productores durante todas las etapas de la evaluación. Sólo mediante la apropiación de cada paso del ciclo de evaluación por parte de los actores locales se podrá implementar el proceso de acción-evaluación como un mecanismo permanente en el diseño de sistemas de manejo más sustentables.
- Incorporar todos los subsistemas que integran las unidades de producción campesinas.
- Tomar en cuenta las articulaciones de los sistemas de manejo analizados a escalas institucionales y espacio-temporales superiores e inferiores.
- Articular adecuadamente los atributos de sustentabilidad con las fortalezas y las debilidades, así como con los indicadores de sustentabilidad.
- Durante la integración de los resultados, dar mayor peso a la selección de valores de referencia, pues esta tarea requiere un esfuerzo serio que permita incorporar adecuadamente valores óptimos y umbrales basados tanto en información científica como en las preferencias y los valores socioculturales de los diferentes sectores involucrados en el manejo de recursos.
- Finalmente, es importante sentar las bases para realizar una evaluación permanente, o al menos en esquemas de más largo plazo, a fin de establecer un verdadero proceso continuo de acción-evaluación.

3. NUEVAS PERSPECTIVAS EN LAS EVALUACIONES DE SUSTENTABILIDAD

En la última década la discusión sobre cómo hacer operativo el concepto de sustentabilidad ha sufrido un cambio cualitativo. Antes el eje era la obtención de índices globales o listas de indicadores, actualmente buena parte de los esfuerzos se centran en el desarrollo de marcos de evaluación integrados. Ejemplos interesantes de estos marcos son el Marco para la Evaluación del Manejo Sustentable de Tierras (FESLM por sus siglas en inglés; Smyth y Dumanski, 1994), el marco propuesto por Bossel (1999) para el Balanton Group, el marco del CIFOR (Prabhu *et al.*, 1999) y el MARPS (IUCN y IDRC, 1997).

De la revisión de estos trabajos, pueden establecerse varias conclusiones generales:

- El análisis de los socioecosistemas (SMRN) debe partir de una perspectiva sistémica e integral, que incluya aspectos sociales, ambientales y económicos.
- El marco de evaluación debe partir de una base teórica sólida, que permita relacionar los indicadores con atributos o características sistémicas fundamentales de los SMRN.
- Debe buscarse articular las escalas en la evaluación de sustentabilidad, de manera que se puedan incorporar las interacciones críticas entre diferentes escalas de análisis (parcela, finca, comunidad, cuenca, región, país).
- El análisis de los SMRN debe verse como un proceso iterativo (cíclico) de evaluación-acción-evaluación, el cual permitirá instaurar un proceso continuo de fortalecimiento de la sustentabilidad de los sistemas de manejo, mediante una constante retroalimentación entre la generación de alternativas y su evaluación. También es necesario articular adecuadamente los procesos de planificación (evaluaciones ex-ante) con esquemas de monitoreo y evaluación (evaluaciones ex-post).
- Es fundamental que los marcos cuenten con procesos transparentes de integración de resultados obtenidos en la medición de indicadores. Para esto, es necesario manejar información no conmensurable y de tipo mixto (cuantitativa, cualitativa). Es importante continuar con la investigación sobre mapas multicriterio que permitan analizar la importancia de cada indicador desde diferentes puntos de vista. Se requiere también más trabajo en técnicas de modelación dinámica que permitan integrar a la evaluación las relaciones de reciprocidad entre atributos de sustentabilidad.

- Se debe concebir a la evaluación como un proceso participativo, que incluya a todos los sectores involucrados en el manejo de los recursos naturales. Es necesario elaborar estrategias que permitan incorporar las concepciones de los campesinos, las organizaciones locales, los consumidores y otros sectores relacionados con los recursos naturales sobre la sustentabilidad de los sistemas de manejo actuales y las alternativas generadas, así como desarrollar esquemas operativos que permitan organizar y sistematizar los procesos de participación en contextos multisectoriales.
- Los marcos deben ser flexibles para aplicarse a una gama amplia de condiciones y capacidades técnicas, incluidos diferentes sistemas de manejo, proyectos o tecnologías, en diversas condiciones socioambientales y de recursos humanos y económicos de los equipos de evaluación.

4. LA CARACTERIZACIÓN Y DELIMITACIÓN DE SMRN COMPLEJOS

La evaluación de sustentabilidad requiere una clara definición del objeto de estudio y una buena caracterización de los elementos principales que lo constituyen. Esto implica delimitar el sistema bajo análisis, sus subsistemas, los diferentes flujos de entradas y salidas de energía, materia e información, las interacciones críticas con otros subsistemas y sistemas a escalas jerárquicas distintas. Además es necesario entender su contexto socioambiental e identificar el conjunto de actores sociales que intervienen en los SMRN.

La caracterización no debe ser vista como un proceso mecánico y lineal de construcción de diagramas de flujo, sino como un proceso que se construye a partir de las necesidades del equipo de evaluación y del contexto particular en el que ésta se desarrolla, y cuyo objetivo es identificar y comprender la estructura y la función de los sistemas bajo estudio, así como los objetivos y las necesidades de los sectores sociales que intervienen en ellos.

La caracterización de SMRN requiere:

- Establecer un diálogo real y mecanismos de trabajo entre los integrantes del equipo de evaluación interdisciplinario y con los actores sociales que participan en el proceso. Esto implica desarrollar lenguajes y formas de representación comunes que permitan una comunicación eficiente entre las personas y los grupos involucrados en la evaluación (ver por ejemplo Moya et al., 2003).
- Uno de los aspectos más importantes de esta fase consiste en iniciar una dinámica de participación que asegure que tanto los agentes evaluadores como los evaluados se involucren de manera activa durante todo el proceso de evaluación.
- Durante esta etapa también es importante identificar las interacciones que poseen los SMRN con otros sistemas y actores sociales ubicados en otras escalas jerárquicas. ¿Cómo afectan estas interacciones la sustentabilidad de los sistemas de interés? es una pregunta que es importante considerar durante las evaluaciones de sustentabilidad.
- Muchas veces en esta etapa es necesario construir tipologías que engloben las características más importantes de los SMRN dentro del universo de sistemas.

5. LA DERIVACIÓN DE UN CONJUNTO ROBUSTO DE INDICADORES SOCIOAMBIENTALES

La discusión presentada en el presente volumen deja claro que la definición y la selección de indicadores de sustentabilidad no es tarea fácil. El objetivo final de esta parte de la evaluación no es crear una lista de indicadores sino un 'conjunto robusto' de indicadores suficientemente amplio para que no se pierdan de vista aspectos e interacciones claves en los sistemas, pero no tan numeroso que haga redundante o inmanejable la cantidad de información generada o incomprensible el mensaje que se quiere transmitir. Por otro lado, el conjunto de indicadores debe ajustarse a una serie de atributos de sustentabilidad. Un obstáculo para lograr este objetivo es que la mayoría de los marcos utilizados hasta ahora difieren tanto en la definición de los principios o los criterios de sustentabilidad, como en los procesos sugeridos para la derivación del conjunto de indicadores. Además, es importante trabajar con marcos de evaluación adecuados a la escala biofísica e institucional en la cual se está desarrollando el trabajo.

En el marco MESMIS, el conjunto de indicadores medidos y monitoreados puede considerarse como un termómetro de los atributos de sustentabilidad en un sistema socioambiental específico. El conjunto de indicadores y sus

formas de medición están determinados por la escala y el objetivo de la evaluación, además de los aspectos que debilitan o fortalecen la sustentabilidad.

Vale la pena invertir suficiente tiempo para seleccionar los indicadores estratégicos a fin de que el conjunto sea robusto, pero también para decidir cómo será el proceso de medición y la comunicación de los resultados. Para este propósito, son fundamentales tres aspectos: conformar un equipo interdisciplinario; incluir a todos los sectores tanto en la selección como en la medición de indicadores, y planificar el monitoreo por lo menos a un año (idealmente de 5 a 6 años).

6. LA INTEGRACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

El proceso de integración deberá sintetizar los resultados de la evaluación de manera que no pierdan su multidimensionalidad. Por ello, este proceso debe apoyarse en herramientas que permitan una comunicación efectiva, ágil y transparente de los resultados de los indicadores.

Los índices agregados presentan varios problemas que limitan su relevancia y eficacia como herramientas para la integración de indicadores en el contexto del manejo sustentable de recursos naturales. Una alternativa a los análisis agregados son los mapas multicriterio. Éstos son herramientas de comunicación que permiten una visión integrada y el establecimiento de una base para la comparación de sistemas de manejo a partir de la cual es posible priorizar los aspectos que requieren mayor o menor atención. Además, permiten incorporar a la discusión los atributos de la sustentabilidad y a los diferentes actores sociales a partir de sus perspectivas y preferencias.

Aunque se han desarrollado varias propuestas interesantes (p. ej., Bossel, 1999; Giampietro, 2004; Gomiero y Giampietro, 2005), integrar adecuadamente los indicadores de sustentabilidad sigue siendo uno de los problemas principales en los esfuerzos por evaluar sistemas de manejo desde una perspectiva multidimensional. Algunas de las áreas importantes que aún requieren atención son:

- El desarrollo de diferentes opciones de representación gráfica, tanto cuantitativas como cualitativas, que sean adaptables a diferentes contextos de evaluación.
- La incorporación de procesos mediante los cuales se pueda lograr un consenso en el desempeño o el valor óptimo de un indicador, ya que estos valores pueden ser juzgados de manera distinta por diferentes personas y grupos.
- La incorporación de procedimientos para la toma de decisiones sobre qué alternativas de manejo implementar. Un área de interés a explorar en este sentido es la toma de decisiones multicriterio, en particular aquellos métodos aplicados en contextos de decisión social y de conflictos de intereses.
- Utilizar técnicas de simulación para la identificación de áreas importantes a atender en los sistemas de manejo y para entender la interdependencia entre los diferentes indicadores de sustentabilidad. Para este propósito, tanto el modelaje como las aproximaciones cualitativas a los sistemas dinámicos resultan muy interesantes, pues podrían adaptarse con mayor facilidad a los diferentes contextos de las evaluaciones en el sector rural.

7. LA EVALUACIÓN MULTIESCALAR DE LA SUSTENTABILIDAD

Los sistemas socioambientales se organizan en jerarquías anidadas, es decir encontramos sistemas que contienen y a la vez son contenidos por otros sistemas. Cada individuo y cada grupo social tienen una escala de influencia, en donde pueden tomar decisiones e implementar acciones para cumplir con sus diferentes objetivos. ¿Cómo afectan los sistemas ubicados en niveles de agregación inferiores y superiores a la sustentabilidad de los SMRN evaluados?, ¿cómo los objetivos de los actores sociales ubicados en una escala afectan los objetivos y la sustentabilidad de otros sectores y sistemas ubicados en otras escalas? y, en particular, ¿cómo evaluamos y diseñamos sistemas de manejo sustentables que consideren simultáneamente diferentes escalas de análisis y los múltiples objetivos de los actores sociales ubicados en ellas?

Evidentemente, el reto no es trivial y constituye hoy en día una de las áreas más importantes e interesantes de la investigación sobre manejo sustentable de recursos naturales. Dos elementos importantes para considerar en la evaluación de sustentabilidad multiescalar son:

- Se requieren marcos teóricos robustos basados en atributos de sustentabilidad aplicables a diferentes escalas de manejo, así como una estructura operativa que permita incorporar los objetivos y las preferencias de los actores sociales que intervienen en diferentes escalas de influencia. Este proceso debe ayudar tanto en la identificación de indicadores para cada una de las escalas consideradas en la evaluación como en la valoración de las consecuencias (y *trade-offs*) que tienen diferentes estrategias de manejo para los objetivos de los actores sociales ubicados en ellas.
- Dada la cantidad de información requerida en este tipo de análisis y la poca disponibilidad de bases de datos de referencia, puede ser de gran ayuda el uso de modelos matemáticos que permitan, por un lado la cuantificación de indicadores (p. ej., mediante la estimación de coeficientes técnicos), y por otro la evaluación de diferentes alternativas de manejo (p. ej., mediante modelos de optimización multiobjetivo). Asimismo, las herramientas como los sistemas de información geográfica (SIG) son fundamentales para manejar e integrar la información para diferentes escalas de análisis. La literatura ofrece una buena cantidad de opciones; la elección de los modelos y las herramientas a utilizar dependerá de las capacidades técnicas, económicas y de tiempo del equipo evaluador.

8. LAS ESTRATEGIAS DE MANEJO DE LOS SISTEMAS UTILIZANDO MODELOS DINÁMICOS SENCILLOS

Los sistemas socioambientales son dinámicos, es decir cambian continuamente como resultado de interacciones tanto internas como con su medio. Para no colapsar ante tales perturbaciones, estos sistemas requieren mecanismos que actúen ya sea para regular o bien para promover el cambio. Como los sistemas biológicos, los socioecosistemas deben ser capaces de transformarse para adaptarse a cambios de largo plazo en el ambiente, pero también deben ser capaces de autoorganizarse para mantener en operación los flujos de materiales, energía e información de los cuales dependen. Bajo esta perspectiva, la sustentabilidad o la falta de sustentabilidad de un SMRN es resultado de la relación dialéctica regulación-transformación de procesos sociales, físicos y biológicos, que se genera en el proceso de producción de bienes y servicios. Es necesario entender este proceso dinámico para entender por qué un sistema persiste o por qué colapsa.

Al estudiar el comportamiento dinámico de un SMRN es posible entender varios aspectos importantes sobre su sustentabilidad: los mecanismos de regulación y control que gobiernan sus propiedades emergentes o atributos (productividad, estabilidad, confiabilidad, resiliencia, entre otras); identificar dinámicas complejas que resultan inesperadas cuando se analizan los SMRN desde una perspectiva lineal, e identificar la interdependencia dentro de los procesos socioeconómicos y biofísicos o entre ellos. No obstante, realizar modelos dinámicos de esta naturaleza no es tarea sencilla; para lograrlo, se requiere un buen entrenamiento para el manejo de las herramientas de simulación desarrolladas para tales fines. Sin embargo, aun cuando no sea posible llegar a modelos muy elaborados, al menos será importante:

- Identificar las variables que tienen una influencia crítica en la dinámica del sistema y que resultan esenciales para el análisis de su sustentabilidad. Por ejemplo, podemos centrar nuestra atención en una variable de estado (p. ej., producción de pasto) e identificar el conjunto de factores que la afectan de manera positiva y negativa.
- Identificar las interacciones existentes entre las diferentes variables de interés seleccionadas. Por ejemplo: ¿qué relación se da entre la producción de pasto y la erosión, y cuáles son las posibles consecuencias de esta interacción?

Para este ejercicio, resulta útil la construcción de mapas conceptuales que describan explícitamente la red de relaciones entre las variables físico-bióticas, técnicas y socioeconómicas. Si al menos nos esforzamos por entender las interacciones dinámicas de los SMRN a un nivel cualitativo, habremos dado un paso adelante muy importante en la comprensión de aspectos claves sobre su sustentabilidad.

Debido a la dificultad de desarrollar modelos cuantitativos muy elaborados para sistemas complejos socioambientales, algunos investigadores han empezado a desarrollar modelos cualitativos. Éstos permiten incorporar y relacionar un mayor número de variables sin la necesidad de contar con información numérica (un ejemplo de este tipo de esfuerzos puede consultarse en Salles *et al.*, 2006). Además, pueden ser de gran ayuda para la integración

de conocimiento de grupo, para el debate y la discusión en espacios participativos, y por lo tanto para la negociación en situaciones de conflicto.

Se debe enfatizar, finalmente, que los modelos dinámicos son importantes no sólo por su poder de predicción, sino —particularmente en un tema complejo como la evaluación de sustentabilidad— por su capacidad para ayudar a comprender mejor aspectos críticos e incluso contraintuitivos de los sistemas evaluados. Los modelos LINDISSIMA y SUSSI, que se presentan en el MESMIS interactivo, buscan que las personas interesadas en las evaluaciones de sustentabilidad entiendan mejor las interacciones dinámicas de los sistemas complejos socioambientales, y también que aprendan cómo el análisis de estos procesos puede ayudar en el diseño de SMRN más sustentables.

9. LAS NORMAS INSTITUCIONALES EN LA BÚSQUEDA DE UNA SOCIEDAD SUSTENTABLE

La sociedad moderna como un ‘proceso socioambiental controlable’ (PSAC) cuyo fin último es la sustentabilidad es una ficción. Es decir, es ficticia la idea casi generalizada de que la sociedad en su conjunto puede establecer un único vector de cambio que puede ser definido, dirigido y manipulado por los gobiernos, expertos u algún otro agente de control. A partir de la base existencial que nos brinda la sociedad moderna, no es posible establecer o construir en nuestra mente colectiva una noción exitosa de sustentabilidad socioambiental como objetivo en sí misma.

Más bien, hay que definir un mecanismo de decisión social que permita simultáneamente evitar la presencia de perdedores y evaluar los resultados en función de las interacciones locales de un grupo y las normas que emerjan de ellas. La sustentabilidad de este proceso ya no necesitará ser definida en términos de un concepto general de equidad —un *thelos* general— que abarque y dé sentido a priori al sistema en su conjunto.

Tenemos que encontrar mecanismos para construir la noción de desarrollo sustentable a nivel local. Como opción metodológica con gran potencial, se propone la triada cooperación-creatividad-participación social. Este nuevo enfoque implica redefinir y organizar la actividad pública como un proceso gradual de construcción social que evite la presencia de perdedores. Es decir, como un proceso de construcción social de eficiencia. De esta manera, los gobiernos e investigadores abandonarían su pretensión de controlar sociedades y se convertirían en promotores de los actos de colaboración entre agentes plenamente constituidos, interesados y autónomos. El reto fundamental es cómo puede la sociedad concebir su propia idea de sistema sustentable.

10. CONSIDERACIONES FINALES: EL QUEHACER FUTURO EN EVALUACIONES DE SUSTENTABILIDAD

Como ha quedado expuesto extensamente en este libro, el concepto de sustentabilidad no puede “definirse” universalmente, sino que debe entenderse como una “interpretación” compartida (Weaver y Rotmans, 2006) por un conjunto de agentes sociales en un contexto socioambiental específico. Desde esta última perspectiva, la sustentabilidad aparece asimismo como un concepto inherentemente dinámico, plural y multidimensional.

El proyecto MESMIS ha retomado estos principios generales. Con el presente volumen, intentamos mejorar cualitativamente el primer esfuerzo de integración de la metodología MESMIS, publicado en 1999. Intentamos plasmar aquí los aprendizajes logrados desde esa fecha desde el punto de vista teórico: los nuevos aportes en sistemas dinámicos, indicadores, integración de resultados, aspectos institucionales ligados a la evaluación y otros temas; pero también lo que se pudo aprehender a través de la aplicación del MESMIS en los estudios de caso. Asimismo, hemos enfatizado que si no se propicia una verdadera participación y diálogo entre los actores sociales involucrados en la evaluación, nunca se logrará mejorar la sustentabilidad de los SMRN de manera cabal.

Como todo problema de investigación, es claro que no existe una receta final y que con nuevos aportes se plantean también nuevos retos teóricos, metodológicos y prácticos. En particular, consideramos necesario:

- Realizar evaluaciones longitudinales que permitan dar a los sistemas de manejo un seguimiento permanente, o por lo menos en esquemas de más largo plazo. Tanto los atributos dinámicos como el proceso continuo de acción-evaluación-acción requieren incorporar una dimensión histórica y de escalas temporales más amplias. La evaluación debe ser vista cada vez más como una “película” y no como una “fotografía” de los sistemas en un tiempo dado.

- Incorporar múltiples niveles institucionales y espaciales, y múltiples actores sociales. Por ejemplo, estudiar cómo las instituciones de gobierno, las ONG y los consumidores inciden de manera directa o indirecta sobre el tipo de manejo de los recursos naturales, y cómo se articulan distintas escalas de evaluación.
- Utilizar modelos cualitativos de simulación y herramientas pedagógicas que faciliten la participación y el entendimiento de los diferentes actores sociales del proceso de evaluación de sustentabilidad —desde la definición del concepto, la selección de los indicadores y hasta la discusión de los resultados y alternativas—, para que puedan entender mejor las consecuencias de distintas decisiones de manejo.
- Lograr un proceso de derivación de indicadores (el esquema jerárquico atributo-criterio de diagnóstico-fortalezas/debilidades-indicador) más sencillo.
- Integrar modelos de toma de decisiones que consideren los análisis de *trade-offs* entre distintos actores sociales y dimensiones de sustentabilidad.

Dentro del proyecto MESMIS, procuraremos enfrentar estos retos mediante una estrategia integral que involucra la investigación sobre temas críticos en evaluación de sustentabilidad, el desarrollo y la difusión de materiales didácticos y de investigación, la realización de estudios de caso detallados, la capacitación de personas y organizaciones en la metodología y el intercambio de experiencias con otros grupos interesados en el tema. Estas actividades permitirán obtener una retroalimentación valiosísima para avanzar en los aspectos teóricos y prácticos más relevantes. Particularmente, el intercambio con otros grupos ayudará a establecer agendas comunes para profundizar aspectos teóricos, mejorar los aspectos operativos de la evaluación y mejorar la sustentabilidad de los sistemas de manejo de recursos naturales existentes.

BIBLIOGRAFÍA

- Bossel, H. 1999. *Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications: A Report to the Balaton Group*. International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg. <http://www.iisd.org/>.
- Giampietro, M. 2004. *MultiScale Integrated Analysis of Agroecosystems*. CRC Press, Londres.
- Gomiero, T., y M. Giampietro. 2005. "Graphic Tools for Data Representation in Integrated Analysis of Farming Systems". *International Journal of Global Environmental Issues*, 5: 264-301.
- International Union for the Conservation of Nature (IUCN) e International Development Research Centre (IDRC). 1997. *Un enfoque para la evaluación del progreso hacia la sustentabilidad*. Serie Herramientas y Capacitación. International Union for the Conservation of Nature/International Development Research Centre, Cambridge.
- Masera, O. R., M. Astier, y S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales: el marco MESMIS*. Mundiprensa, México.
- Moya, G. X., A. Caamal, B. Ku Ku, E. Chan Xool, I. Armendáriz, J. Flores, J. Moguel, M. Noh Poot, M. Rosales, y D. J. Xool. 2003. "La agricultura campesina de los mayas en Yucatán". *LEISA Revista de Agroecología*, 19: 7-17.
- Prabhu, R., C. J. P. Colfer, y R. G. Dudley. 1999. *Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management: A C&I Developer's Reference*. C&I Toolbox Series Center for International Forestry Research, Jakarta. <http://www.cifor.cgiar.org/>.
- Salles, P., B. Bredeweg, y S. Araujo. 2006. "Qualitative Models about Stream Ecosystem Recovery: Exploratory Studies". *Ecological Modelling*, 194: 80-89.
- Smyth, A. J., y J. Dumanski. 1994. *FESLM: An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management*. World Soil Resources Reports 73. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Weaver, J. y P. Rotmans, 2006. *Integrated Sustainability Assessments: What? Why? How?* MATISSE PROJECT WP1, octubre. <http://www.matisse-project.net/>.