

LA INVESTIGACIÓN DE PROCESOS ECOLÓGICOS Y EL MANEJO INTEGRADO DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS: UN ANÁLISIS DEL PROBLEMA DE ESCALA

José Manuel Maass

INTRODUCCIÓN

EL DESARROLLO ECONÓMICO y social depende, en gran medida, de sistemas productivos basados en la apropiación de los recursos y servicios que ofrecen los sistemas naturales. Uno de los objetivos centrales del manejo integrado de cuencas hidrográficas es lograr esquemas de desarrollo basados en sistemas productivos económica, social y ecológicamente sustentables. La sustentabilidad ecológica de los sistemas productivos debe medirse utilizando criterios y referencias ecológicas (Maass, 1999). El entendimiento de los procesos que estructuran y controlan la dinámica ecológica de los ecosistemas es crucial para definir estos criterios y referencias de sustentabilidad ambiental. Un aspecto generalmente ignorado que caracteriza a los procesos ecológicos es su naturaleza jerárquica. Ignorar dicho carácter de los ecosistemas trae consigo serios problemas de manejo, limitando la sustentabilidad de los mismos. En este capítulo se discute la naturaleza jerárquica de los procesos que operan en los ecosistemas, así como las herramientas conceptuales y metodológicas para abordar los aspectos de escala en los esquemas de manejo integrado de cuencas hidrográficas.

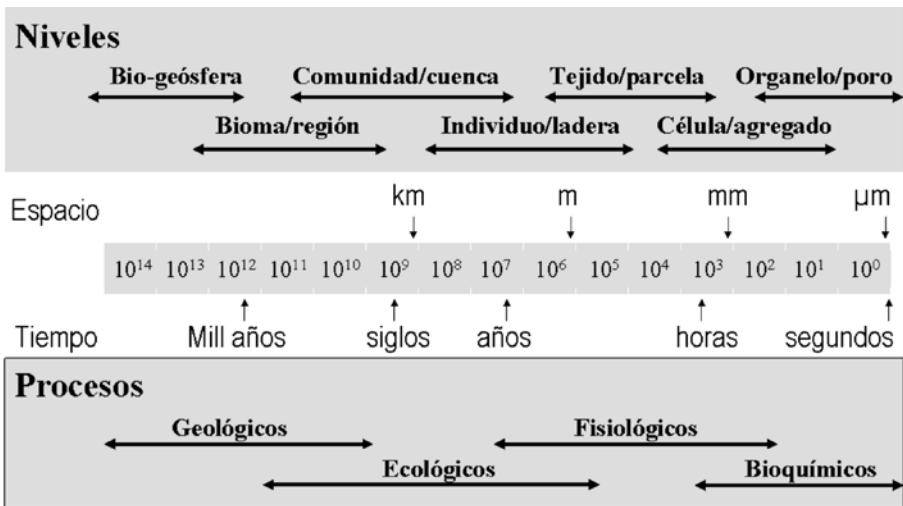
LA NATURALEZA JERÁRQUICA DE LOS PROCESOS ECOLÓGICOS

Un ecosistema es un conjunto de componentes bióticos y abióticos que interactúan utilizando y transformando la materia y la energía disponible en el ambiente (Maass y Martínez Yrizar, 1990). Los procesos que operan en los

ecosistemas se dan de manera simultánea y anidada a diferentes escalas espaciales y temporales (véase figura 1). En un extremo tenemos procesos bioquímicos como la fotosíntesis o la respiración celular que operan a escalas de unas cuantas micras y toman segundos en ocurrir. En el otro extremo se encuentran procesos geológicos como la formación de montañas y la deriva continental, que ocurren a escalas regionales y globales y operan en períodos de cientos de miles y millones de años. En medio tenemos procesos fisiológicos como la abscisión foliar o la digestión, que ocurren a una escala de cm^2 y en períodos de horas, y procesos ecológicos como la dispersión de semillas o el reciclaje de nutrientes, que operan a escalas espaciales de hectáreas y km^2 y que toman días o años en ocurrir.

Muchos de estos procesos están directa o indirectamente relacionados entre sí, operan de manera simultánea y de forma anidada (O'Neill *et al.*, 1986). Por ejemplo, todos los años los árboles de los bosques tropicales secos tiran sus hojas durante la época de sequía como un mecanismo para evitar la pérdida de agua por transpiración. La falta de humedad en el ambiente durante la sequía inhibe los procesos de descomposición microbiana, dando como resultado la acumulación de hojarasca sobre la superficie del suelo. Es común encontrar picos de acumulación de mantillo hacia finales de la época de sequía. Una vez ocurridas

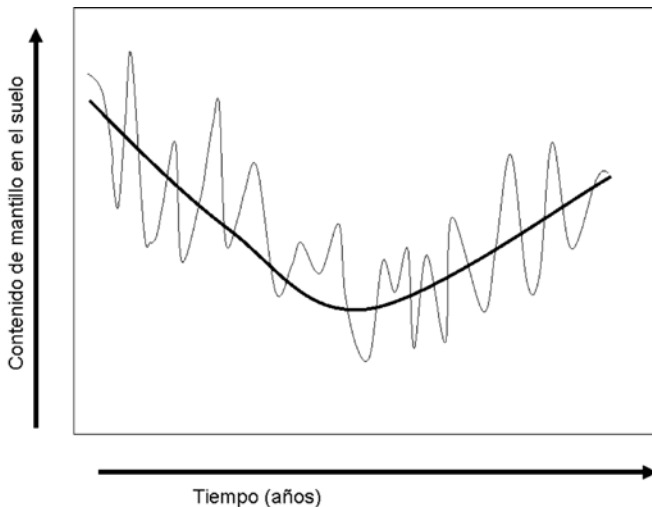
Figura 1. Naturaleza jerárquica de los procesos que se dan en el ecosistema



las primeras lluvias de la temporada húmeda, el proceso de descomposición se reestablece y los niveles de mantillo en el suelo disminuyen progresivamente hasta comienzos de la siguiente época de secas, cuando se reinicia el proceso de caída de hojarasca. Este ciclo de aumento y disminución de mantillo en el suelo ocurre anualmente. Sin embargo, no todos los años llueve lo mismo, por lo que los niveles máximos y mínimos de mantillo en el suelo varían año con año (figura 2). Las variaciones en el clima obedecen a fenómenos a escalas espaciales y temporales mucho mayores. Una secuencia de varios años secos seguidos de varios años húmedos generará una dinámica en el mantillo en la que año con año el mantillo promedio en el suelo irá disminuyendo hasta un punto mínimo en la década, después del cual los niveles se irán recuperando paulatinamente. En este ejemplo se observa claramente un proceso que opera anualmente, anidado en otro que suceden a escala de décadas.

Los procesos ecológicos pueden estar anidados a más de dos escalas. Por ejemplo, unos instantes de luz solar penetrando el dosel de la vegetación puede estimular el proceso de fotosíntesis a nivel de unas cuantas células del tejido foliar de una planta del bosque. Este proceso fotosintético se repite en múltiples ocasiones a todo lo largo y ancho del dosel de un bosque, durante las

Figura 2. Oscilación anual en el contenido de mantillo en un ecosistema



horas que el sol irradia al ecosistema. De manera cíclica la fotosíntesis ocurre principalmente durante el día y cesa durante la noche. Sin embargo, estos ciclos no son constantes día con día ya que el número de horas que el sol irradia al día cambia con las estaciones del año, disminuyendo durante el invierno y aumentando durante el verano. Este efecto estacional en la irradiación solar y por tanto en el proceso fotosintético se acentúa conforme aumenta la latitud. La energía solar disponible para el proceso fotosintético es mayor y más constante a nivel del ecuador que en los polos. También hay que tomar en cuenta que las nubes disminuyen la cantidad de radiación solar que llega hasta la superficie terrestre, afectando con ello el proceso de fotosíntesis. Variaciones climáticas que operan a escalas temporales de décadas y a escalas espaciales continentales, tales como el fenómeno de El Niño, pueden aumentar o disminuir la nubosidad promedio en grandes extensiones de terreno, por ello, la cantidad de radiación solar que llega al ecosistema no es constante año con año. Como se puede apreciar, el proceso de fotosíntesis opera a múltiples escalas espaciales y temporales, y lo hace de manera anidada y jerárquica. Esto es, los procesos de menor escala operan embebidos y, en mayor o menor grado, controlados por los procesos a mayor escala.

Un análisis similar se puede hacer con otros procesos ecológicos, como la erosión de los suelos, la humedad atmosférica, las tasas de descomposición de la hojarasca y la dinámica poblacional de bacterias, por sólo mencionar algunos ejemplos. Más aún, todos estos procesos no sólo están relacionados entre sí, sino además controlan y son controlados por una intrincada red de relaciones funcionales, que también opera de forma anidada y jerárquica a diferentes escalas espaciales y temporales.

LA INVESTIGACIÓN ECOLÓGICA SOBRE EL EFECTO DE ESCALAS

No obstante este carácter jerárquico de los procesos funcionales del ecosistema, su estudio rara vez se da de forma integrada. El fuerte sesgo disciplinario de la investigación científica ha fomentado que los procesos ecológicos se estudien de manera separada y a escalas espaciales y temporales muy acotadas. De acuerdo con Tilman (1989), 80% de los estudios ecológicos reportados en las principales revistas científicas del área están basados en información obtenida en períodos menores a tres años. Asimismo, más del 75% de los estudios reportados sólo consideran una ó dos especies. No es de extrañar entonces que nuestro entendimiento de la dinámica funcional de los ecosistemas es aún

muy limitado, particularmente en lo concerniente a los efectos de escala. Por ejemplo, poco se sabe sobre el impacto que tiene una perturbación humana sobre el ecosistema, cuando ésta se da a diferentes escalas espaciales y temporales. No es lo mismo tumbiar un solo árbol que talar 100 hectáreas de bosque. Tampoco tienen el mismo efecto quemar una parcela agrícola un par de años, que hacerlo año con año durante tres décadas.

Los pocos estudios de procesos ecológicos realizados a diferentes escalas muestran la importancia de analizar este efecto de escala. Un ejemplo muy interesante lo constituye el trabajo de Wilcox y colaboradores (2003) en el que analizan, a largo plazo y en múltiples escalas espaciales, la interacción entre la escorrentía, la erosión y la vegetación en un ecosistema semiárido de piñón-junípero en Nuevo México. En particular evaluaron tres supuestos muy comunes en estudios sobre erosión de suelo: 1) los datos de precipitación agregada pueden utilizarse para predecir la escorrentía total en ambientes semiáridos; 2) la erosión y la escorrentía son independientes de la escala espacial y 3) los incrementos de escorrentía y erosión relacionados con el disturbio se mantienen constantes con el tiempo. Para ello, durante ocho años midieron la escorrentía superficial así como la erosión generada por ésta en unidades experimentales de diferentes tamaños: micrositos ($1 \times 1 \text{ m}^2$); micrositos alargados ($1 \times 8 \text{ m}^2$); parcelas ($3 \times 10 \text{ m}^2$) y laderas ($30 \times 100 \text{ m}^2$). El estudio les permitió concluir que el volumen de precipitación por sí solo, sin importar cómo se agrega temporalmente, es un estimador pobre de escorrentía en paisajes semiáridos en los que los escurrimientos superficiales por limitaciones en la infiltración son los mecanismos dominantes de la generación de escorrentía. Asimismo, observaron que la escorrentía (por unidad de área) y la erosión decrecen en forma dramática y no lineal conforme aumenta la escala de análisis. Al parecer, la perturbación modifica el efecto de escala sobre la erosión y la escorrentía, tanto directamente como por vía de la modificación de la vegetación. Finalmente, demostraron que existe un umbral con respecto a los gradientes de pendiente, debajo del cual la erosión y la escorrentía regresarán eventualmente a los niveles predisturbio, y arriba del cual la erosión y la escorrentía se mantendrán a niveles acelerados.

IMPLICACIONES EN EL MANEJO DEL FENÓMENO DE ESCALA

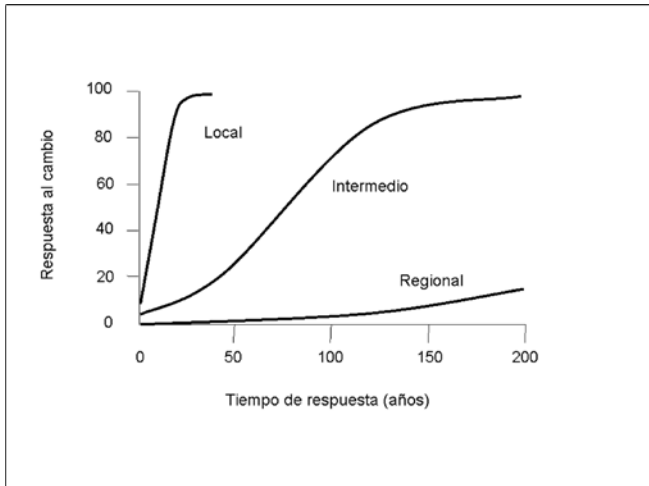
El estudio de Wilcox *et al.* (2003), muestra claramente la importancia que tiene entender el factor de escala a la hora de diseñar e implementar estrategias de manejo de ecosistemas, tanto naturales como transformados. En este caso

el factor de escala analizado, en el contexto de un manejo, es de apenas una década y con variaciones espaciales entre m^2 y hectáreas. Sin embargo, este factor también se presenta a escalas muy superiores, como es el caso del manejo de cuencas hidrográficas, que frecuentemente se da a escalas de cientos o miles de km^2 .

Como plantean Hatton *et al.* (2002), el tiempo que tarda un ecosistema en responder a los programas de manejo varía dependiendo de la escala en la que se da este manejo. Así, por ejemplo, el impacto de la deforestación el régimen hidrológico de una cuenca puede observarse en unos cuantos años si se trata de una cuenca local (unas cuantas hectáreas). Sin embargo, tratándose de una cuenca regional (de cientos de miles de km^2), los efectos de la deforestación pueden tomar cientos de años en manifestarse (figura 3).

El problema de salinización de áreas de cultivos en la parte baja de grandes cuencas hidrográficas en Australia, es un ejemplo muy interesante sobre respuestas, a gran escala, de los procesos de transformación del ecosistema. El problema de salinidad se manifestó cientos de años después de que comenzó el proceso de deforestación (Stirzaker, 2002). Para comprender la relación entre los problemas de salinidad en los suelos y los procesos de deforestación es necesario entender el balance hídrico de esta enorme cuenca hidrográfica. Silberstein *et al.* (2002) hacen una comparación del balance hídrico entre cuencas cubiertas con bosque de eucaliptos nativos y aquéllas en las que el bosque ha sido talado y remplazado por praderas para la cría de ovejas. En el caso de la cuenca con bosque de eucaliptos, calculan que de los 800 mm de lluvia que se incorporan anualmente, entre 700 y 800 mm salen de la cuenca en forma de agua evapotranspirada. Esto es, prácticamente toda el agua que entra al ecosistema es utilizada por la vegetación y regresada a la atmósfera en forma de vapor. La poca agua que escapa al sistema radicular del bosque (menos de 100 mm) escurre a la parte baja de la cuenca. Cuando el ecosistema boscoso es transformado en praderas el balance hídrico cambia radicalmente, pues la capacidad que tienen los pastos de utilizar el agua que llega al suelo es menor que la de los árboles, por lo que de los 800 mm que entran por lluvia, las pérdidas por evapotranspiración se reducen a valores entre 500 y 650 mm. Esto es, con el proceso de transformación del ecosistema, los flujos de escorrentía hacia la parte baja de la cuenca se triplican (de 50 a 150 mm). La pendiente promedio en la parte baja de las cuencas es muy pequeña, por lo que el agua tarda mucho tiempo en drenar hacia afuera. Bajo esas condiciones, el aumento en los flujos de escorrentía genera un levantamiento de los mantos freáticos hasta niveles

Figura 3. Retraso en la respuesta del ecosistema al manejo dependiendo de la escala de análisis



Fuente: modificado de Hatton *et al.* 2002.

muy cercanos a la superficie del suelo. Al subir el nivel del agua, ésta disuelve sales acumuladas en los horizontes profundos y las acarrea hasta la superficie. El agua superficial se evapora y las sales se depositan sobre la superficie del suelo, que en casos extremos dan la apariencia de un pasaje nevado.

Una solución aparentemente obvia al problema de salinización de las tierras de cultivo sería revertir la causa del mismo. Sin embargo, reforestar la parte alta de las cuencas puede no ser necesariamente la solución; inclusive puede llegar a ser contraproducente. Dada la escala regional a la que opera el proceso, el problema de salinidad se fue generando muy lentamente. Revertir dicho proceso mediante la reforestación tardará, igualmente, muchas décadas. En cambio, a una escala local, la reforestación tendrá efectos a corto plazo (de unos cuantos años). Conforme los árboles crecen, las tasas de evapotranspiración irán aumentando y, por tanto, el agua que llega hasta los ríos irá disminuyendo. Una disminución en la entrada de agua fresca en los ríos trae como consecuencia una disminución en su efecto de dilución, por lo que los ríos terminan aumentando su concentración de salinidad. Esto es, por resol-

ver un problema generado por procesos que operan a escala regional (*i.e.*, la salinización de los terrenos de cultivo), se exacerbará un problema generado por procesos que operan a escala local (*i.e.*, salinización de los ríos y cuerpos de agua). Aquí tenemos claramente procesos a diferentes escalas, jerárquicos y anidados que de no entenderse y tomarse en cuenta, nos pueden llevar a soluciones que distan mucho de ser sustentables. Stirzaker *et al.* (2002) ven en la agroforestería una posible solución al problema de salinización del paisaje australiano, y analizan con gran detalle las causas, consecuencias y posibles soluciones de este fenómeno.

EL MANEJO DE ECOSISTEMAS COMO RESPUESTA METODOLÓGICA AL PROBLEMA DE ESCALA

En general, los problemas ambientales no están aislados. Otros fenómenos ecológicos, que también operan a diferentes escalas espaciales y temporales, generan situaciones igualmente preocupantes a la salinización en los terrenos de cultivo. Tal es el caso del cambio climático, la invasión de especies exóticas, la modificación del albedo regional, la pérdida de biodiversidad, etc. Todos estos problemas están, directa o indirectamente, relacionados entre sí, y si además a esto le agregamos los factores involucrados de corte social y económico, el problema ambiental se torna sumamente complejo. Ante la búsqueda de soluciones a estos grandes problemas ambientales, la pregunta que surge es: cómo se puede lidiar con tal complejidad sin caer, por un lado, en las propuestas simplistas condenadas al fracaso ante la imposibilidad de considerar tantos factores involucrados, o por el otro lado, al inmovilismo consecuencia del miedo a tomar decisiones ante la abrumadora incertidumbre que genera tal complejidad.

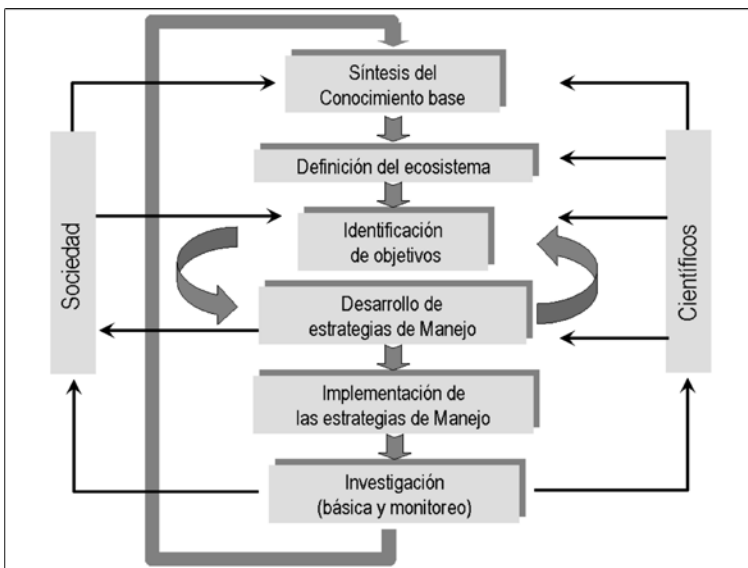
Ciertamente el dilema es inquietante, y la solución incluye la búsqueda de nuevos paradigmas en muchas de las actividades que forman parte del quehacer humano, incluyendo aspectos tan importantes como la manera en que generamos conocimiento y la forma como nos apropiamos de los recursos y servicios que nos ofrece la naturaleza. En los últimos años, nuevos elementos conceptuales se han ido integrando para la conformación de lo que ahora se conoce como “manejo de ecosistemas” y que constituye un nuevo paradigma con respecto a la forma que ordenamos, usamos, conservamos o restauramos a la naturaleza. Entre los elementos conceptuales se destacan: el enfoque ecosistémico (*e.g.*, Golley, 1993), la resiliencia (*e.g.*, Holling, 1973), el mane-

jo adaptativo (e.g., Holling, 1978), la acción participativa (e.g., Kothari, *et al.*, 2000), las cuencas hidrográficas como unidades de manejo (e.g., Pringle, 2001) y los servicios ambientales (e.g., Daily, 1997).

Christensen *et al.* (1996) definieron el manejo de ecosistemas como “el manejo guiado por metas explícitas, ejecutado mediante políticas, protocolos y prácticas específicas, y adaptable a través de un monitoreo e investigación científica basada en nuestro mejor entendimiento de las interacciones y procesos ecológicos necesarios para mantener la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema”.

Stanford y Pool (1996), en una versión gráfica del concepto de manejo de ecosistemas (figura 4), proponen que el programa de manejo comienza con una evaluación y síntesis del conocimiento de base sobre los procesos que estructuran y mantienen funcionando al ecosistema. Esta evaluación no se restringe a los estudios de corte científico, sino que también incorpora el conocimiento tradicional que los pobladores tienen sobre el mismo. Esta primera fase permite

Figura 4. Pasos a seguir en el manejo de ecosistemas



Fuente: traducido de Stanford y Pool 1996.

definir el ecosistema; se identifican claramente qué procesos ecológicos y qué componentes del ecosistema son los más relevantes en el control y/o mantenimiento de la integridad estructural y funcional del mismo y, por tanto, deben ser incorporados al esquema de manejo. También, permite establecer las escalas espaciales y temporales en las que se dan estos procesos funcionales. El manejo de ecosistemas puede tener varios propósitos: la conservación, la apropiación de los recursos naturales, el mantenimiento de servicios ecosistémicos, la restauración, etc. Así, es preciso identificar claramente el objetivo de manejo. Para ello, es de suma importancia incorporar a los diferentes sectores sociales en el proceso de identificación de objetivos. No sólo aquellos que participen directamente en el programa de manejo, sino también los que tienen injerencia o que se ven afectados indirectamente por el proceso. La definición de objetivos permite desarrollar una estrategia de manejo para alcanzarlos. En un inicio, los objetivos son muy generales, ambiciosos y hasta excluyentes (*e.g.*, se persigue explotar un recurso sin alterar la estructura del sistema). Es por ello que el manejo requiere un proceso de iteración en el que, tanto objetivos como estrategias, se afinan hasta lograr un esquema factible y consensuado entre los diferentes sectores sociales involucrados. Los pasos anteriores determinarán la facilidad con la que se implemente el programa de manejo de ecosistemas. Sin embargo, aún cuando éste se ponga en marcha el proceso no terminará allí. El impacto del programa de manejo en el corto, mediano y largo plazos debe ser evaluado continuamente, a fin de corregir cualquier desviación generada, ya sea por una mala implementación o por la aparición de efectos no previstos. Es por ello que se entra en una etapa de investigación y monitoreo que retroalimenta el proceso en su fase inicial. Este mecanismo de adaptar el esquema de manejo a las nuevas condiciones, se conoce como «*manejo adaptativo*» (Holling, 1973, 1978; Walters, 1986).

Existen dos etapas en el modelo de manejo de ecosistemas que nos permite abordar el problema de escala aquí discutido. Un primer tiempo se da durante la etapa de definición del ecosistema de estudio, durante la cual se identifica la escala espacial y temporal idónea para abordar un programa de manejo. Considerar las escalas inmediatamente por encima y por debajo de la escala a la que se pretende llevar a cabo el manejo, ayudará a identificar estos efectos inesperados. Así, por ejemplo, si nos interesa diseñar un programa de manejo de una parcela agrícola de unas cuantas hectáreas por los próximos diez años, será necesario incluir en nuestro análisis aquellos procesos que operan a escalas de km^2 y de 50 a 100 años (*e.g.*, la dinámica hidrológica de la micro cuenca que surte de agua al predio; las variaciones climáticas de la últimas décadas,

etc.). Un segundo tiempo se presenta durante la etapa de monitoreo, pues al evaluar el impacto que tiene la implementación de un esquema de manejo en la estructura y funcionamiento del ecosistema, nos permite detectar estos efectos inesperados que frecuentemente surgen al no considerar todos los procesos relevantes. Esto es, ante la incertidumbre que genera tal complejidad de procesos ecológicos operando de manera simultánea y anidada a diferentes escalas espaciales y temporales en el ecosistema, un monitoreo continuo de la respuesta del ecosistema al manejo permitirá ir sintonizando el esquema de manejo.

CONCLUSIONES

Los procesos ecológicos operan de manera simultánea y anidada a diferentes escalas espaciales y temporales. No reconocer este carácter jerárquico de los procesos ecológicos trae como consecuencias limitaciones en el entendimiento del funcionamiento de los ecosistemas, así como problemas para implementar esquemas de manejo integrado de cuencas hidrográficas. Tradicionalmente los estudios ecológicos se realizan a escalas espaciales y temporales muy pequeñas (en unos cuantos m^2 y durante dos o tres años), mientras que el manejo de cuencas hidrográficas generalmente opera a escalas mucho mayores (por décadas y cientos de km^2). No siempre es fácil extrapolar a gran escala datos obtenidos a pequeña escala. Por ello es importante realizar investigación ecológica a largo plazo y a gran escala. Existen experiencias exitosas a ese respecto, al igual que iniciativas nacionales e internacionales que estimulan este tipo de investigación ecológica. El protocolo de manejo de ecosistemas, el cual incluye un análisis de la escala óptima de abordaje al problema, así como un monitoreo constante del impacto del manejo en el ecosistema, está aportando herramientas conceptuales y metodológicas para abordar la complejidad que genera este carácter jerárquicos de lo procesos que operan en la naturaleza.

AGRADECIMIENTOS

Se agradecen los comentarios al manuscrito por parte de Helena Cotler y de Martha Torres Torija, así como el apoyo técnico de Raúl Ahedo, Heberto Ferreira y Salvador Araiza en la preparación de este manuscrito. Ésta es una contribución del Grupo "Cuencas" del Centro de Investigación en Ecosistemas de la UNAM, el cual ha recibido apoyo financiero por parte de la Direc-

ción General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA, UNAM) y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

BIBLIOGRAFÍA

- Christensen, N.L., A.N. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M.G. Turner y R.G. Woodmansee. 1996. The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6(3): 665-691.
- Daily, G. C. (ed.). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, EE.UU.
- Golley, F.B. 1993. *A History of the Ecosystem Concept in Ecology*. Yale University Press, New Haven.
- Hatton, T., P. Reggiani y G. Hodgson. 2002. The role of trees in the water salt balances of catchments. Stirzaker, R., R. Vertessy y A. Sarre (eds). *Trees, Water and Salt: an Australian Guide to Using Trees for Healthy Catchments and Productive Farms*. Joint Venture Agroforestry Program and CSIRO, Australia. Pp 28-42.
- Holling, C.S. (ed). 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Wiley, Londres.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:1-23.
- Kothari, A., N. Pathak y F. Vania. 2000. Where Communities Care: Community-based wildlife and ecosystem management in South Asia. Evaluating Eden Series No. 3 Kalpavriksh and International Institute of Environment and Development. Pune, India.
- Maass, J. M. 1999. Criterios ecológicos en el *manejo sustentable de los suelos*. En: C. Sibe, H. Rodarte, G. Toledo, J. Echevers y C. Oleschko (eds.). *Conservación y Restauración de Suelos*. PUMA/UNAM. Pp. 337-360
- Maass, J.M. y A. Martínez-Yrizar. 1990. Los ecosistemas: definición, origen e importancia del concepto. *Ciencias* (número especial) 4: 10-20.
- O'Neill, R. V., D. L. DeAngelis, J. B. Waide y T.F. H. Allen. 1986. *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Monogr. Population Biol. 23. Princeton Univ. Press, Princeton.
- Osmond C.B., O. Björkman y D.J. Anderson. 1980. *Physiological Processes in Plant Ecology*. Springer-Verlag, Nueva York.
- Pringle, C.M. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecological Applications* 11(4): 981-998.

- Stanford, J.A. y G.C. Poole 1996. A protocol for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3): 741-744.
- Silverstain, R, R. Vertessy y R. Stirzaker. 2002. The basics of catchment hydrology. Stirzaker, R., R. Vertessy and A. Sarre (Eds). 2002. *Trees, Water and Salt: An Australian Guide to Using Trees for Healthy Catchments and Productive Farms*. Joint Venture Agroforestry Program and CSIRO, Australia. Pp. 11-25.
- Stirzaker, R., R. Vertessy y A. Sarre (eds.). 2002. *Trees, Water and Salt: An Australian Guide to Using Trees for Healthy Catchments and Productive Farms*. Joint Venture Agroforestry Program and CSIRO, Australia.
- Tilman, D. 1989. Ecological experimentation: strengths and conceptual problems. En Likens, G.E. (ed). *Long-Term Studies in Ecology*. Springer-Verlag, Nueva York. Pp. 136-157.
- Walters, C.J. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. McGraw-Hill, Nueva York.
- Wilcox, B.P., D.D. Breshears y C.D. Allen 2003. Ecohydrology of a Resource-Conserving semiarid woodland: effects of scale and disturbance. *Ecological Monographs* 73(2): 223-239.

