

Importancia de la resiliencia biológica como posible indicador del estado de conservación de los ecosistemas: implicaciones en los planes de manejo y conservación de la biodiversidad

Cuevas-Reyes Pablo

Laboratorio de Ecología de Interacciones Bióticas, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán, México. C. P. 58060

Resumen

La meta principal sobre la conservación y el manejo de ecosistemas puede resumirse como la preservación de la integridad del ecosistema en relación a las necesidades humanas. La conservación se basa principalmente en la estabilidad ecológica y su relación con las perturbaciones de origen antropogénico, donde la estabilidad es caracterizada por dos principales componentes, la resistencia y la resiliencia. El objetivo de este artículo es el analizar y discutir la importancia de la resiliencia biológica como posible indicador del estado de conservación de los ecosistemas y sus implicaciones en el desarrollo de políticas de conservación y planes de manejo.

Introducción

Históricamente las interacciones ocurridas entre las actividades humanas y el medio ambiente en sistemas terrestres y marinos han resultado en diferentes procesos de perturbación, fragmentación y degradación de hábitats que potencialmente han afectado la biodiversidad del planeta en diferentes vías (Crome, 1997; Gascon *et al.*, 2000; Malcom, 2001). Un claro ejemplo es la fragmentación de bosques que reduce la reproducción y el flujo génico promoviendo la extinción de especies (Nason y Hamrick, 1997), haciendo de los fragmentos sitios más vulnerables a la presencia fuegos, invasión de especies exóticas y a otros procesos de erosión del hábitat (Cochrane *et al.*, 1999, Nepstad *et al.*, 1999; Jackson *et al.*, 2002). Dentro de un ecosistema conservado, existen funciones que resultan esenciales para su mantenimiento y organización (e.g. purificación de aire y agua, generación y preservación de suelos fértiles, polinización de cultivos y vegetación silvestre, dispersión de semillas, reciclaje de nutrientes, etc.), las cuales se ven afectadas directamente en la fase de perturbación generando un deterioro ambiental con grandes repercusiones biológicas. Por lo tanto, el objetivo primario de las estrategias de manejo ha sido proteger, mantener y restaurar las funciones ecosistémicas esenciales utilizando procesos y elementos característicos de estas eco-regiones (Andersson *et al.*, 2000; Shalaeper *et al.*, 2002). Todas estas características están relacionadas con la integridad y la estabilidad del sistema con respecto al valor humano asociado (e.g. técnicas de silvicultura) que ayuden a la obtención de una alta integridad ecosistémica (Dorren *et al.*, 2004). De tal modo, la necesidad de reducir los impactos humanos sobre los procesos ecosistémicos ha generado presiones para dar las respuestas adecuadas ante éstos problemas.

Sin embargo, la demanda por crear dichas soluciones fomenta la simplificación de nociones tales como el desarrollo sustentable y la detección de ecosistemas “saludables”, lo cual favorece una tendencia a ignorar la complejidad de los sistemas naturales (De-Leo y Levin, 1997). Existen méritos y limitaciones en las diferentes definiciones de ecosistemas y su evaluación con base en un esbozo breve de los nexos que existen entre la diversidad biológica, funcionamiento y “resiliencia” del ecosistema y una descripción de los problemas que existen en distinguir las perturbaciones de origen natural y antropogénicas (Crome *et al.*, 1996; Sheil *et al.*, 2004). También resulta importante enfatizar la dificultad que existe en determinar el valor económico de las especies y de los diferentes hábitats, así como la necesidad de utilizar políticas de manejo en ecosistemas naturales que resultan ser más complejos biológicamente que sistemas manejados como los agrícolas. De tal modo, es necesario, el identificar indicadores biológicos del estado de conservación de los ecosistemas en diferentes escalas espacio-temporales y en los distintos niveles jerárquicos (De-Leo y Levin, 1997; Sheil *et al.*, 2004), que permitan desarrollar diferentes estrategias de manejo, conservación y restauración ecológica (Stork *et al.*, 1997). Un posible bioindicador que permite la identificación, el monitoreo ambiental y el desarrollo de estrategias de manejo y conservación es la resiliencia, que se refiere a la habilidad y capacidad que tienen los ecosistemas de absorber, amortiguar y resistir los cambios abióticos y bióticos que ocurren después de las perturbaciones de origen natural o antropogénico (Bellwood *et al.*, 2004). Esta capacidad de recuperación o amortiguamiento es determinada por variables específicas asociadas con la regeneración como la composición de plantas, la productividad, la biomasa, la acumulación de

nutrientes en el suelo y la diversidad ecológica (Pimm 1999). La conservación y el manejo utilizando a la resiliencia como bioindicador permite incorporar el papel de las actividades humanas en el funcionamiento de los ecosistemas generando las bases para poder predecir tanto los cambios ecológicos presentes y futuros, como la identificación de los ecosistemas más vulnerables a las perturbaciones (Dornbush, 2004). Por lo tanto, el objetivo de este artículo fue revisar en la literatura ecológica la importancia del concepto de “resiliencia” como posible indicador del estado de conservación en que se encuentran los ecosistemas y sus implicaciones sobre la biodiversidad, desarrollo de políticas de conservación y planes de manejo.

El concepto de “resiliencia”

Los cambios ecológicos de origen natural o antropogénico ocurren en vías muy complejas y raramente actúan en una sola dirección o en una misma tasa a lo largo del tiempo. Esto disminuye la probabilidad predictiva de cómo un ecosistema puede cambiar en el futuro. Una excelente herramienta para entender lo anterior ha sido la integración del concepto de resiliencia en el funcionamiento de los ecosistemas. Se conoce como “resiliencia” o elasticidad de los ecosistemas y/o comunidades a la capacidad que tienen las especies que forman parte de estos, de regresar al estado original después de que se ha producido un cambio debido a perturbaciones naturales o por actividades humanas (Doak *et al.*, 1998). El valor del concepto de “resiliencia” es importante para entender los diferentes sistemas de explotación de los recursos naturales. El concepto de “resiliencia” al igual que muchos de los bioindicadores estudiados en la literatura, depende de los objetivos planteados, de los tipos de perturbaciones, de las medidas de control disponibles y del tiempo y la escala de interés que se esté manejando (Ludwig *et al.*, 1997). Las estrategias donde se ha utilizado el concepto de resiliencia en la conservación de ecosistemas se basan en minimizar los impactos biológicos de las perturbaciones y aumentar la capacidad de recuperación de los ecosistemas. El crecimiento de las poblaciones humanas se encuentra asociado con el decremento de los recursos naturales. Por lo tanto, los esfuerzos por el control y el manejo de los recursos naturales por diferentes instituciones no han sido suficientes, resultando en muchos casos en la pérdida de la biodiversidad y en el colapso de los recursos naturales. Esto está directamente relacionado con la pérdida de la “resiliencia” de los ecosistemas y por lo tanto, si los sistemas naturales están siendo reducidos se genera una disminución de la “resiliencia” ante las perturbaciones (Holling y Meffe, 1996). Por ejemplo, ensamblajes de especies que habitan en ambientes frecuentemente perturbados presentan mayores niveles de resiliencia que aquellos que ocurren en ambientes con menos frecuencia de perturbaciones (Death, 1996; Fritz, 2004) debido a que ambientes inestables son más probables a ser dominados por ciertos taxa que presentan ciclos de vida cortos y procesos de latencia (Townsend y Hildrew, 1994).

Importancia de la “resiliencia” en la Biología de la Conservación

La conservación de la biodiversidad ha sido establecida principalmente mediante las políticas de desarrollo de áreas protegidas, la cual se basa en la protección estricta que ha sido

una estrategia convencional, así como en la conservación y el desarrollo, el cual surgió a finales del siglo XX como resultado de que el concepto de conservación ha sido expandido más allá de las reservas biológicas considerando que el desarrollo se debe incentivar económicamente (Western y Wright, 1994).

La importancia de la “resiliencia” ha sido reconocida por los ecólogos en términos de que la “resiliencia” determina la estática y el comportamiento inter-temporal de los diferentes sistemas ecológicos y económicos (García-Romero *et al.*, 2005). En ese contexto el estudio de los diferentes sistemas naturales trata de analizar explícitamente los aspectos ecológicos y económicos, y consecuentemente, tienen el objetivo de proponer un método para caracterizar la importancia de la resiliencia ecológica que implica el problema de estudiar la conservación óptima de especies (Batabyal-Amitrajeet, 1998). De esta manera, existe la necesidad tanto de implementar políticas para desarrollar el manejo sustentable, como el reconocimiento de algún tipo de parámetro biológico que indique el estado de conservación del ecosistema y su potencialidad como reserva de especies biológicas. De esta manera, los ecosistemas sanos pueden ser definidos por sus requerimientos como la “resiliencia”, vigor y organización, teniendo la ventaja de poder utilizarse en diferentes sistemas (De-Kruijf y Van-Vuuren, 1998; García-Romero *et al.*, 2005).

Las estrategias para el manejo de recursos dependen del entendimiento de la dinámica de los ecosistemas. El manejo propuesto actualmente está basado en la heterogeneidad espacial y temporal considerando el tamaño de las perturbaciones que gradualmente reducen la “resiliencia”, por lo tanto, un buen indicador para conservar áreas es la “resiliencia” medida en términos de la fragilidad, tiempo de regeneración, tasa de reclutamiento, sobrevivencia y establecimiento de propágulos, lo cual puede ser un buen argumento para desarrollar las políticas de conservación (Matteucci y Colma, 1997; Vieira *et al.*, 2004). Considerar el significado de la diversidad biológica en relación a procesos de gran escala en sistemas ecológicos-económicos complejos, sugiere que en los grupos funcionales se pueden identificar especies que son clave y esenciales para la “resiliencia” de los ecosistemas que representan el “seguro capital natural”, lo cual promueve una investigación básica para conocer la relación entre la diversidad biológica, el desempeño funcional y la “resiliencia” en un sistema de organización complejo. De tal manera se sugieren eventos funcionales (i.e. fijación de CO₂, captura de carbono, hidrología, eventos de polinización y dispersión) que tienen implicaciones en las estrategias de conservación de la biodiversidad: se requiere para todos los sistemas conservar la biodiversidad para asegurar la “resiliencia” de los ecosistemas y el manejo de fuerzas sociales, culturales y económicas en la sociedad, lo cual ayuda a determinar el valor de la diversidad biológica para la sociedad, promoviendo al mismo tiempo reformas de aquellas políticas sociales y económicas que fomentan la pérdida de biodiversidad especialmente donde hay un daño irreversible en el ecosistema (Walker, 1995; Folke, *et al.*, 1996; Vieira *et al.*, 2004).

Resiliencia como indicador del estado de conservación del ecosistema

Los ecosistemas presentan una gran diversidad de especies y responden a situaciones de estrés de diferente manera. Las

mayores presiones que causan la transformación del sistema son la reestructuración física y la introducción de especies no nativas (Rickless 1990; Sheen *et al.*, 2008). Por ejemplo, la urbanización transforma directamente los paisajes y afecta la biodiversidad, productividad y los ciclos biogeoquímicos (McKinney, 2002; Sheen *et al.*, 2008). Sin embargo, como respuesta a estas presiones, diferentes grupos han evolucionado cierto grado de resiliencia. Por ejemplo, los carnívoros han evolucionado conductas y características de historias de vida que les confieren cierta “resiliencia” ante perturbaciones en varias escalas temporales y espaciales (Weaver *et al.* 1996). En especies de carnívoros grandes, se han encontrado mecanismos básicos de “resiliencia” en diferentes niveles jerárquicos: 1) plasticidad en la conducta de forrajeo que mejora el flujo y la disponibilidad de alimento, 2) compensación demográfica que mitiga el incremento de explotación y 3) la dispersión que provee conectividad funcional entre poblaciones fragmentadas. Los lobos (*Canis lupus*) con su gran productividad anual en términos de su función en las redes tróficas como grandes depredadores poseen poca resiliencia para niveles bajos de perturbación de hábitat y poblacionales producida por las actividades humanas. Los pumas (*Puma concolor*) presentan poca resiliencia debido a que tienen requerimientos más específicos de hábitats. Como resultado de la tasa acelerada que alcanzan las perturbaciones, debemos reducir los daños causados por los humanos ya que la resiliencia de los grandes carnívoros en general es muy poca. La resiliencia y los registros históricos perfilan a tomar conciencia en la necesidad de mantener los refugios para los grandes carnívoros ya que éstos responden adecuadamente a refugios que están bien distribuidos entre el paisaje (Weaver *et al.*, 1996).

Estudios de monitoreo de la composición de especies de árboles en bosques deciduos y de coníferas a través del tiempo, muestran que la resiliencia es un buen indicador del estado del ecosistema, ya que en pocos años existe un incremento en la composición de especies por sucesión natural revelando que las perturbaciones naturales tienen poco efecto sobre las especies (Leak y Smith, 1996). Por otra parte, se sabe que el fuego es un elemento natural en los ecosistemas y las especies de este tipo de ecosistemas han evolucionado a través de una serie de “filtros”, resistencia y resiliencia ante perturbaciones por fuego, los cuales pueden reducir la infiltración de agua, incrementar la erosión, la degradación y la estructura del suelo desertificando estos ecosistemas y afectando la estructura de las comunidades de plantas (Scout y Van Wyk, 1990; De Luis *et al.*, 2004). Las adaptaciones de las plantas para el fuego incluyen la habilidad para formar bancos de semillas en el suelo o en el dosel y una alta habilidad de dispersión (Agee, 1996; Wells *et al.*, 1997). Particularmente, diferentes especies de pastos y arbustos de ambientes semiáridos, muestran una gran resiliencia como respuesta a la presencia de perturbaciones como el fuego, incrementando la diversidad de especies mediante la formación de grandes bancos de semillas post-fuego de un gran número de especies, regenerando la comunidad original por persistencia y por auto-reemplazamiento (Lattera *et al.*, 2003; Ghermandi *et al.*, 2004). Por lo tanto, la resiliencia que presentan este tipo de especies indica que en estados tempranos posteriores a eventos de fuego se favorece una mayor diversidad y biomasa reduciéndose

en los estados posteriores (Guo, 2003). Por el contrario, se ha reportado que diferentes comunidades de insectos muestran poca resiliencia después de perturbaciones como la presencia de fuegos o inundaciones al ocurrir una baja recolonización de las poblaciones de insectos (Minshall *et al.*, 1997; Roger y Robinson, 2001).

La importancia de la resiliencia en bosques de coníferas muestra que para el caso de *Pinus halepensis* (endémico al borde del mediterráneo) después de eventos de fuego presenta una alta resiliencia por medio de bancos de semillas en el suelo y en el dosel, alta viabilidad de semillas, alta germinación en la estación de lluvias y un gran reclutamiento de plántulas durante los primeros cinco años después del fuego (Daskalaku y Thanos, 1996), lo cual tiene implicaciones muy importantes en las perspectivas de manejo con respecto a los efectos del fuego y el control de especies raras y en peligro de extinción (Wells *et al.*, 1997). Otro caso similar son las termitas en el sur-oeste de Australia, las cuales presentan una gran resiliencia después de un evento de fuego en condiciones de gran diversidad florística. Los resultados encontrados son consistentes con la hipótesis de que una alta diversidad florística aumenta la “resiliencia”. Los mecanismos más probables son un alto rango de disponibilidad de especies de plantas (alimento) con diferentes respuestas de regeneración ante fuegos intensos (Abensperg-Traun *et al.*, 1996).

Otro ejemplo claro de la importancia de la resiliencia bajo perturbaciones naturales es la presencia de huracanes en Nicaragua que han provocado que la especie de árbol, (*Vochysia ferruginea*: Vochysiaceae) disminuya grotescamente sus densidades. Los patrones de recubrimiento de *Vochysia ferruginea* son muy rápidos desencadenando la recuperación de la diversidad biológica. En general, dependiendo de los patrones de regeneración, se utilizan estrategias específicas de manejo y mantenimiento de las especies de árboles que han estado sujetas a perturbaciones naturales (Boucher *et al.*, 1994).

En algunos ecosistemas es difícil reconocer los niveles de resiliencia natural, por lo que se requiere conocer la historia del sitio y realizar un riguroso programa de monitoreo para evaluar los signos de estrés del ecosistema, y aplicar diferentes estrategias de manejo para reducir estos signos de estrés (Rapport *et al.*, 1998). Desafortunadamente, muchos estudios no proveen una base contundente de esta hipótesis ya que los métodos utilizados son incomparables y/o la descripción de los regímenes de perturbación son inadecuados, lo cual sugiere que la realización de estudios bien coordinados en diferentes áreas con buenas variables estandarizadas de muchos hábitats pueden tener una considerable importancia (Danielsen, 1997).

Importancia de la resiliencia en los planes de manejo de los recursos naturales

Los planes de manejo en ecosistemas han establecido diferentes metas y adoptado programas para resolver el problema del mantenimiento y uso de la diversidad biológica (Carlman, 2005). Por ejemplo, el manejo forestal incluye la producción (e.g. uso de madera) intentando garantizar los niveles de “perpetuidad” de la biodiversidad y la regeneración de los bosques (Dawkins y Philip, 1998; Sheil *et al.*, 2004). Sin embargo, la realidad es que las funciones ecológicas, económicas y sociales en diferentes escalas

no han sido integradas exitosamente y por lo tanto, el manejo sustentable ha sido altamente criticado (McCool y Stankey, 2001). Una alternativa actual es tratar de utilizar indicadores e integrar conceptos como la resiliencia biológica en situaciones prácticas de manejo.

El concepto de resiliencia es tan importante que es considerado en algunos protocolos de manejo sustentable de recursos, en donde se rinden cuentas de los efectos ambientales. Un plan de manejo viable, económico y ecológico se puede diseñar a escalas regionales incorporando un protocolo de gestión que proponga la retroalimentación para ayudar a producir información y tecnología pertinente en un formato útil. El uso terrestre sustentable debe de rendir cuentas de los efectos ambientales, y del nivel de resiliencia de los sitios de explotación y como finalidad primordial el mantenimiento de la resiliencia del ecosistema (Teague, 1996). Un método para reconocer áreas o ambientes sensibles para el manejo de fauna (e.g. peces) es por medio de la capacidad de resiliencia de los diferentes sistemas y la importancia de cada ecosistema en la conservación y biodiversidad de los taxa endémicos y en peligro de extinción. Mediante análisis de asociación es posible identificar grupos de especies ecológicas para determinar la afinidad entre los ecosistemas (Bizerril, 1996).

En los bosques tropicales húmedos existe un gran número de interacciones entre los organismos, lo cual determina que los atributos del ecosistema se reflejen en una gran productividad primaria, eficiencia en sus ciclos de agua, nutrientes y el grado de resiliencia. Las prácticas de manejo implementadas en estas áreas involucran diferentes grados de transformación de una simple acumulación de productos del bosque y la implementación de monocultivos, lo cual genera diversas disyunciones y fallas económicas (Chauvel, 1996). También la resiliencia es importante para la restauración de lagos degradados, ya que por medio de éstos mecanismos de resiliencia que incluyen la composición de especies y redes tróficas se pueden determinar la valoración ecológica y económica de dichos lagos y su posible restauración y estrategia de manejo (Carpenter y Cottingham, 1997).

Australia es uno de los continentes que experimenta de manera natural fuegos en diferentes sistemas naturales como bosques tropicales, sabanas y bosques templados, lo cual ha generado un debate de conflictos de intereses entre proteger a la sociedad civil o a la biodiversidad (Gallus 1994; Calver *et al.*, 1996). Por lo tanto, se ha implementado un plan de manejo que involucra el uso frecuente de fuegos a baja magnitud durante el inicio de la temporada seca para reducir la incidencia de fuegos a gran escala durante todo el año (Williams *et al.*, 1994; Williams *et al.*, 1998). Sin embargo, las implicaciones ecológicas de este plan de manejo han sido poco estudiadas. Andersen *et al.* (2005) demuestran de manera experimental, que estas zonas presentan una elevada resiliencia manteniendo una gran diversidad de especies de vertebrados e invertebrados no afectados por el fuego. Por el contrario, algunas especies de pequeños mamíferos han sido los más afectados declinando sus poblaciones durante los últimos años (Tabla 1).

El debate sobre la degradación de suelos puede ser resuelto a través del entendimiento de los procesos y factores que conducen a establecer la relación causa-efecto para la mayoría de los suelos y Eco-regiones. La evaluación sistemática a través

Tabla 1. Resumen de las respuestas de grupos funcionales de vertebrados a experimentos de regímenes de fuego en Kapalga. Los valores de P indican efectos del fuego sobre la abundancia. Datos de Corbett *et al.* (2003).

Grupo funcional	Especies	Registros	P
Paseriformes forestales	9	5172	0.39
Rapaces diurnos	15	426	0.21
Otros diurnos	7	2419	0.35
Aves depredadoras nocturnas	9	725	0.36
Aves terrestres	4	425	0.09
Ranas arbóreas	4	735	0.01
Ranas terrestres	15	2547	0.14
Reptiles arbóreos	12	1253	0.37
Reptiles terrestres	22	4669	0.001
Serpientes terrestres	8	265	0.02
Otras serpientes	16	45	0.15
Mamíferos arbóreos	6	579	0.15
Mamíferos terrestres	12	645	0.57

de la experimentación es necesaria para establecer criterios cuantitativos de la resiliencia (e.g. composición de especies, productividad, biomasa, acumulación de nutrientes en el suelo y la diversidad ecológica del suelo en relación a la restauración a través de juicios de manejo. De tal modo, es necesario el desarrollo de técnicas estandarizadas para medir la resiliencia del suelo (Leading, 1997).

Una de las metas principales del manejo a nivel de ecosistemas es mantener la integridad y la preservación de ecosistemas apegado a las necesidades humanas (Yaffee, 1998; Piro *et al.*, 2000). El manejo de bosques está basado en la relación entre la estabilidad del mismo y las perturbaciones. La estabilidad incluye dos principales componentes: (i) resistencia y (ii) resiliencia (Larsen, 1995; Brang, 2001; Dorren *et al.*, 2004). Por lo tanto, el incremento en el conocimiento de la estabilidad ecológica en relación a las perturbaciones puede ayudar a establecer sistemas de manejo y producción de madera apropiados en diferentes tipos de bosques (Führer, 2000; Harvey *et al.*, 2002).

La integridad de un ecosistema puede ser definida como la capacidad de mantener la estructura y funciones utilizando procesos y elementos característicos de cada tipo de ecosistema (Dorren *et al.*, 2004). Además, las funciones de los ecosistemas también implican servicios ambientales para los humanos (i.e. polinizadores, cuencas hidrológicas, etc.) (Pimm, 1984; De Leo y Levin, 1977; De Groot, 1992). Sin embargo, un ecosistema puede brindar servicios ambientales para los humanos solo si mantiene y cumple todas sus funciones. Por lo tanto, los objetivos de las estrategias de manejo deben incluir protección, mantenimiento y restauración de los ecosistemas conociendo los procesos biológicos y características de cada tipo de sistema (Anderson *et al.*, 2000; Schaalpfer *et al.*, 2002), que son

características relacionadas con la integridad de los ecosistemas. Por consiguiente, es posible obtener diferentes servicios ambientales y establecer planes de manejo que incluyan técnicas de silvicultura (Dorren *et al.*, 2004), donde se ha obtenido una optimización en el crecimiento y reproducción de árboles, así como en la protección y conservación de ecosistemas (Motta y Haudemand, 2000; Brang, 2001; Dorren *et al.*, 2004).

Considerando la importancia de los bosques como recurso para la explotación de madera, así como el componente biológico que incluye el mantenimiento de la diversidad de los ecosistemas, la resiliencia y la protección de especies sensibles, resultan en una gran variedad de servicios del ecosistema con valor para la humanidad. Estudios de la dinámica de ecosistemas han contribuido para entender el papel de las perturbaciones a pequeña escala en ecosistemas de bosques, pero han sido poco usados para predecir la respuesta del ecosistema (Coates y Burton, 1997). Por lo tanto, el mayor problema de proteger y manejar ecosistemas es que resulta muy difícil predecir las tendencias del desarrollo de un bosque ante eventos de perturbación natural o humana (Holling y Meffe, 1996). De esta manera, la estabilidad ecológica de los bosques puede ser descrita en términos del impacto de la actividad humana y de los niveles de resiliencia.

El manejo de los bosques y su utilización tiene una considerable influencia en la estabilidad y sustentabilidad del ecosistema. Adicionalmente, otras actividades humanas que generan la contaminación ambiental y el cambio climático global afectan los niveles de resiliencia actuales y futuros y por lo tanto la estabilidad de los bosques (Larsen, 1995). Dorren *et al.*, (2004) proponen que una estrategia de manejo que puede predecir a largo plazo la estabilidad del ecosistema en términos de la capacidad de resiliencia aplicando técnicas de silvicultura siempre cuando la integridad y estabilidad del ecosistema sean altos (Figura 1). Este tipo de técnicas resultan ser una combinación de sistemas

naturales y humanos donde potencialmente se obtiene un crecimiento, acumulación y reestructuración de recursos óptimos (Gunderson y Holling, 2002; Dorren *et al.*, 2004). Sin embargo, en bosques boreales mixtos, se ha observado que la utilización de esta técnica lleva a la pérdida de diversidad biológica afectando la composición de especies al homogeneizar el paisaje por la selección de monocultivos (Jackson *et al.*, 2000; Cumming y Armstrong, 2001). Haussler *et al.* (2004), demuestran que en este tipo de bosques las especies tienen una gran resiliencia después de 16 años de exposición a una gran variedad de prácticas de silvicultura sin que ocurra pérdida de diversidad biológica. Por lo tanto, es importante considerar las potenciales interacciones bióticas entre las diferentes especies de cada sistema, así como los niveles de resiliencia que puedan tener ante prácticas de manejo y eventos de perturbación de bosques (Figura 1).

Conclusiones

Un atributo importante de los ecosistemas es la presencia de la resiliencia como amortiguador de perturbaciones naturales pero sobre todo como factor de regeneración de diversidad biológica. De aquí se desprende la gran importancia de reducir los niveles de perturbación debido a las actividades humanas ya que esto provoca que los niveles de resiliencia se reduzcan de forma considerable y por lo tanto, exista un colapso en la diversidad biológica. De esta manera, el concepto de resiliencia aplicado a la teoría de conservación biológica implica grandes ventajas en términos de funcionar como posible indicador del estado en que se encuentran los ecosistemas y su posible aplicación para conservar áreas sensibles a perturbaciones considerando la presencia de especies en peligro de extinción, especies endémicas y en general la riqueza de especies.

Otro punto que se desprende de esta revisión, es la gran importancia que tiene este concepto sobre los diseños y planes de

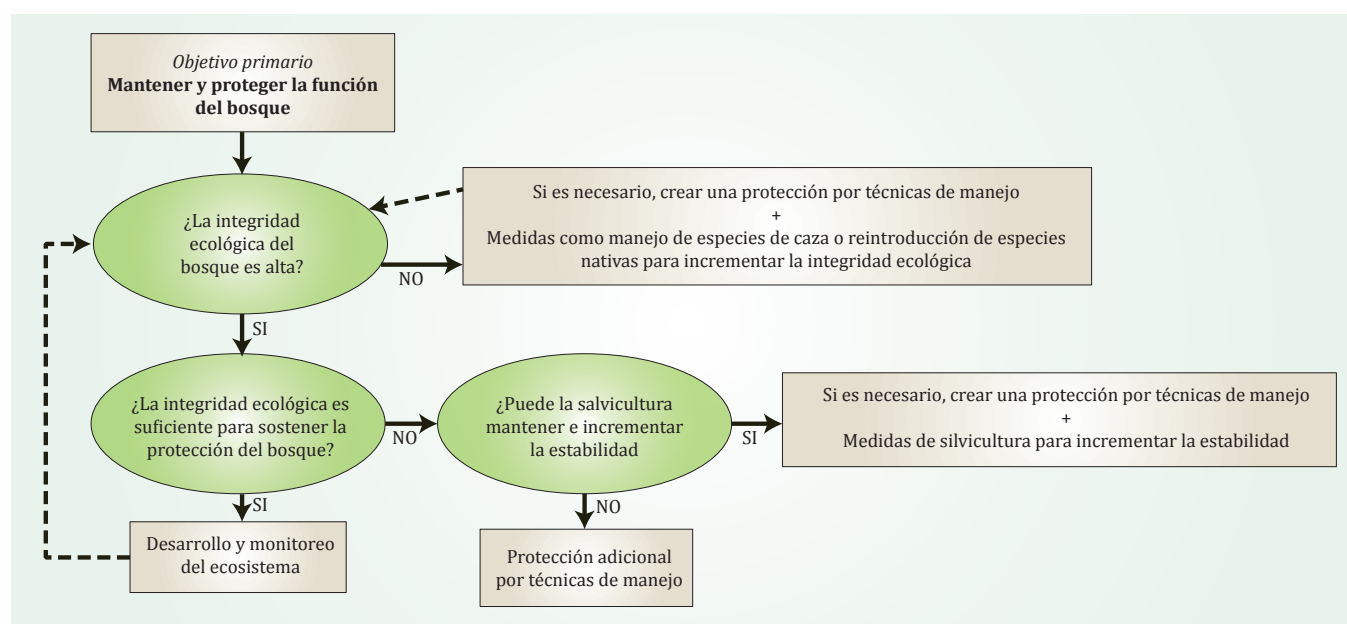


Figura 1. Diagrama de flujo que presenta los pasos esenciales de un plan de manejo para protección de bosques. Las flechas gruesas indican las acciones directas a tomar o preguntas a resolver. Las flechas discontinuas muestran el periodo de tiempo de años a décadas.

manejo de los diferentes ecosistemas a distintas escalas espacio-temporales. Así como el desarrollo de planes de restauración considerando los principales atributos de un ecosistema como es el caso de la resiliencia. En conclusión, el éxito de la integración del concepto de resiliencia dentro de los planes de manejo requiere de los siguientes puntos: (1) que los planes de manejo tengan claros procedimientos para anticipar y responder las amenazas ambientales; (2) que los planes de manejo deben de considerar la integración del conocimiento biológico de los ecosistemas y el desarrollo de políticas a corto, mediano y largo plazo que permitan el entendimiento de los procesos que operan en una diversidad de escalas espacio-temporales que faciliten el uso de la resiliencia como indicador del estado de conservación, y que a su vez incrementen las posibilidades de identificar, controlar y responder a las amenazas ambientales; (3) el conocimiento del manejo de los ecosistemas debe ser movilizado a diferentes redes sociales e institucionales que permitan un mejor análisis y ejecución del manejo y (4) el monitoreo de los cambios en las características de las especies y el vínculo de éstas con factores ambientales pueden aumentar el entendimiento de la resiliencia y su papel en los procesos de perturbación ambiental.

Finalmente, es importante considerar que el futuro de la Biología de la conservación radica en el desarrollo en primera instancia de conceptos teóricos que se puedan aplicar a diferentes sistemas, así como el desarrollo de tecnología y planes de manejo, restauración y conservación que permitan el mantenimiento de la diversidad de especies.

Referencias

- Abensperg-Traun M, Steven D y Atkins L.** 1996. The influence of plant diversity on the resilience of harvester termites to fire. *Pacific Conservation Biology*, 2: 279-285.
- Agee JK.** 1996. Achieving conservation biology objectives with fire in the Pacific Northwest. *Weed Technology*, 10: 417-421.
- Andersson FO, Feger KH, Huttel RF, Krauchi N, Mattsson L, Sallans O, Sjöberg K.** 2000. Forest ecosystem research—priorities for Europe. *Forest Ecology and Management*, 132: 111-119.
- Andersen AN, Cook GD, Corbett LK, Douglas MM, Eager RW, Russell-Smith SA, Setterfield SA, Williams RJ, Woinarsky JCZ.** 2005. Fire frequency and biodiversity conservation in Australian tropical savannas: implications of Kapalga fire experiment. *Austral Ecology*, 30: 155-167.
- Batabyal-Amitrajeet A.** 1998. On some aspects of ecological resilience and the conservation of species. *Journal of Environmental Management*, 52: 373-378.
- Bellwood DR, Hughes TP, Folke C, Nyström M.** 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429: 837-833.
- Bizzerril SF.** 1996. Identification of priority areas for management for the fish fauna's biological diversity: A case study in Baixada de Jacarepagua, Rio de Janeiro, RJ, Brazil. *Arquivos de Biologia e Tecnologia (Curitiba)*, 39: 295-305.
- Bond NR, Lake PS.** 2003. Characterising fish-habitat associations in stream as the first step in ecological restoration. *Austral Ecology*, 28: 611-621.
- Boucher DH, Vandermeer JH, Mallona MA, Zamora N, Perfecto I.** 1994. Resistance and resilience in a directly regenerating rainforest: Nicaraguan trees of the Vochysiaceae after Hurricane Joan. *Forest Ecology and Management*, 68: 127-136.
- Brang P.** 2001. Resistance and elasticity: promising concepts for management of protection forest in European Alps. *Forest Ecology and Management*, 145: 107-117.
- Calver MC, Hobbs RJ, Horwics PA, Main R.** 1996. Science, principles and forest management: a response to Abbott and Christensen. *Australian Forestry*, 59: 1-6.
- Carpenter SR, Cottingham KL.** 1997. Resilience and restoration of lakes. *Conservation Ecology*, 1: 22-35
- Carlman I.** 2005. The rule of sustainability and planning adaptivity. *Ambio*, 34: 163-168
- Chauvel A.** 1996. Response of Amazon forest ecosystem to agrosilvopastoral management. *Comptes Rendus de l'Academie d'Agriculture de France*, 82: 91-106.
- Coates KD, Burton PJ.** 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management*, 99: 337-354.
- Cochrane MA, Alencar A, Schulze MD, Souza CM, Nepstad DC, Lefebvre P, Davidson EA.** 1999. Positive feedbacks in the dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*, 284: 1834-1836
- Corbett LC, Andersen AN, Müller WJ.** 2003. Terrestrial vertebrates. In AN Andersen, GD Cook, RJ Williams (eds), *Fire in tropical Savannas: the Kapalga experiment*, pp. 126-152. Springer-Verlag, New York.
- Crome FHJ, Thomas MR, Moore LA.** 1996. A novel Bayesian approach to assessing impacts of rain forest logging. *Ecological Applications*, 6: 1104-1123.
- Cumming SG, Armstrong GW.** 2001. Divided land base and overlapping tenure in Alberta, Canada: a simulation study exploring costs of forest policy. *The Forestry Chronicle*, 77: 501-508
- Danielsen F.** 1997. Stable environments and fragile communities: Does history determine the resilience of avian rain-forest communities to habitat degradation? *Biodiversity and Conservation*, 6: 423-433.
- Daskalidou EN, Thanos CA.** 1996. Aleppo pine (*Pinus halepensis*) postfire regeneration: The role of canopy and soil seed banks. *International Journal of Wildland Fire*, 6: 59-66.
- De-Kruijff AM, Van-Vuuren DP.** 1998. Following sustainable development in relation to the North-South dialogue: Ecosystem health and sustainability indicators. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40: 4-14.
- de Groot RS.** 1992. *Functions of nature: Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters Noordhoff, Deventer, The Netherlands, pp. 315
- De-Leo GA, Levin S.** 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology*, 1: 3
- Death RG.** 1996. Predicting the impacts of biological and physical disturbances: does theoretical ecology hold any answers? *New Zealand Journal of Ecology*, 20: 17-26
- De Luis M, Raventós J, Cortina J, González-Hidalgo JC, Sánchez R.** 2004. Fire and torrential rainfall: effects on the perennial grass *Brachypodium retusum*. *Plant Ecology*, 173: 225-232.
- Doak DF, Bigger D, Harding EK, Marvier MA, O'Malley RE, Thomson D.** 1998. The statistical inevitability of stability-diversity relationships in community ecology. *The American Naturalist*, 151: 264-276.
- Dornbush ME.** 2004. Plant community change following fifty-years of management at Kalsow Prairic preserve, Iowa, U.S.A. *American*

- Midland Naturalist*, 151: 241-250.
- Fritz KM, Dodds WK.** 2004. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. *Hydrobiologia*, 527: 99-112.
- Dorren LKA, Berger F, Imeson AC, Maier B, Rey F.** 2004. Integrity, stability and management of protection forests in the European Alps. *Forest Ecology and Management*, 195: 165-176
- Folke C, Holling CS, Perrings C.** 1996. Biological diversity, ecosystems, and the human scale. *Ecological Applications*, 6: 1018-1024
- Gallus C.** 1994. The new South Wales bushfires: developing national park management strategy. *Search*, 25: 34-36.
- Gascon C, Williamson GB, da Fonseca AB.** 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288: 1356-1358.
- Guo Q.** 2003. Temporal species richness-biomass relationships along successional gradients. *Journal of Vegetation Science*, 14: 121-128
- Gunderson LH, Holling CS.** 2002. *Panarchy: Understanding transformations in Human and natural systems*. Island Press, Washington, D.C. pp. 507
- Ghermandi L, Guthmann N, Bran D.** 2004. Early post-fire succession in northwestern Patagonia grassland. *Journal of Vegetation Science*, 15: 67-76
- García-Romero A, Oropeza-Orozco O, Galicia-Sarmiento L.** 2005. Land-use systems and resilience of tropical rain forests in the Tehuantepec Isthmus, México. *Environmental Management*, 34: 768-785.
- Harvey BD, Leduc A, Gauthier S, Bergeron Y.** 2002. Stand-landscape integration in nature disturbance-based management of the southern boreal. *Forest Ecology and Management*, 155: 369-385
- Holling CS, Meffe GK.** 1996. Command and control and the pathology of natural resource management. *Conservation Biology*, 10(2): 328-337
- Jackson S, Pinto F, Malcom JR, Wilson ER.** 2000. A comparison of pre-European settlement (1957) and current (1981-1995) forest comparison in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Restoration*, 30: 605-612
- Jackson SM, Frederickson TS, Malcom JR.** 2002. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 166: 271-283
- Larsen JB.** 1995. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *Forest Ecology and Management*, 73: 85-96.
- Laterra P, Vignolio OR, Linares MP, Giacinta A, Maccira N.** 2003. Cumulative effects of fire on a tussock pampa grassland. *Journal of Vegetation Science*, 14: 43-54.
- Leak WB, Smith ML.** 1996. Sixty years of management and natural disturbance in a New England forested landscape. *Forest Ecology and Management*, 81: 63-73.
- Ludwig D, Walker B, Holling CS.** 1997. Sustainability, stability, and resilience. *Conservation Ecology*, 81:63-73
- Malcom JR.** Unifying the study of fragmentation: external vs. internal forest fragmentation. In R Fimbel, A Grajal, J Robinson (eds), *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*, pp. 136-138. Columbia University Press, New York, USA.
- Matteucci SD, Colma A.** 1997. Sustainable agriculture, and arid and semiarid ecosystems of Venezuela. *Interciencia*, 22: 123-130.
- McKinney ML.** 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52:883-90
- Minshall GW, Robinson CT, Lawrence DE.** 1997. Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2509-2525
- Motta R, Haudemand JC.** 2000. Protective forest and silviculture stability. *An example of panning in the Aosta valley. Mountain Research and Development*, 20: 74-81
- Nason JD, Hamrick JL.** 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of neotropical canopy trees. *Journal of Heredity*, 88: 264-276.
- Nepstad DC, Verissimo A, Alencar C, Nobre E, Lima P, Lefebvre P, Schlesinger C, Potter P, Moutinho E, Menzoza E, Cochrane M, Brooks V.** 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forest by logging and fire. *Nature*, 398: 505-508
- Pimm SL.** 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307: 321-326
- Pimm SL.** 1999. The dynamics of the flows of matter and energy. In J McGlade (ed), *Advanced ecological theory, principles and applications*, pp. 172-193. Blackwell Science, London.
- Pirot JY, Meynell PJ, Elder D.** 2000. *Ecosystem management: lessons from around the world. A guide for development and conservation practitioners*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 129.
- Rapport DJ, Whitford WG, Hilden M.** 1998. Common patterns of ecosystem breakdown under stress. *Environmental-Monitoring-and-Assessment*, 51: 171-178.
- Ricklefs RE.** 1990. *Ecology*. New York: W.H. Freeman and Co.
- Sheil D, Nasi R, Johnson B.** 2004. Ecological criteria and indicators for tropical forest landscapes: Challenges in the search for progress. *Ecology and Society*, 9: 7-12
- Teague WR.** 1996. A research framework to achieve sustainable use of rangeland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 57: 91-102.
- Townsend CR, Hildrew AG.** 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-275.
- Vieira NM, Clements WH, Guevara LS.** 2004. Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire. *Freshwater Biology*, 49: 1243-1259.
- Walker B.** 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology*, 9: 747-752.
- Weaver JL, Paquet PC, Ruggiero LF.** 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10: 964-976.
- Wells ML, Hathaway SA, Simovich MA.** 1997. Resilience of anostracan cysts to fire. *Hydrobiologia*, 359: 199-202.
- Williams RJ, Gill AM, Moore PHR.** 1998. Seasonal changes in fire behavior in a tropical savanna in northern Australia. *International F. Wildl fire*.
- Western D, Wright M.** 1994. The background to community-based conservation. In Western, D. Wright, M. Strum, S. (eds), *Natural Connections. Perspectives in community based conservation*, pp. 1-12. Washington, DC: Island Press.
- Yaffee SL.** 1998. Three faces of ecosystem management. *Conservation Biology*, 13: 713-725.