



PERÚ

Ministerio
del Ambiente

Servicio Nacional
de Áreas Naturales
Protegidas por el Estado

Documento de Trabajo

6

Aspectos Conceptuales sobre el Diseño Biofísico de las Redes de Conectividad

Documento de Trabajo

6

Aspectos Conceptuales
sobre el **Diseño Biofísico**
de las **Redes de Conectividad**

Editor:
SERNANP, 2013

Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado - SERNANP
Calle Diecisiete N° 355, Urbanización El Palomar, San Isidro - Lima, Perú
Teléfonos: (511) 717-7500 / (511) 225-2803
sernanp@sernanpgob.pe

Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH
Programa Desarrollo Rural Sostenible (PDRS-GIZ)
Av. Los Incas N° 172, piso 6, San Isidro - Lima, Perú
Teléfono: (511) 441-2500
contacto@pdrs.org.pe

Autora:
Marianna Mindreau

Fotografías:
Marianna Mindreau

Diseño y Diagramación:
Comunicaciones PDRS-GIZ

Revisión técnica:
Rudy Valdivia
Stephan Amend
Jorge Carrillo

Impresión:
Imprenta NANUK E.I.R.L.
Santa Inés - Chaclacayo

1era Edición
Tiraje: 1000 ejemplares
Lima – Perú – setiembre 2013

Hecho el Depósito Legal en la Biblioteca Nacional del Perú N° 2013-14260

Contenido

Introducción	5
Fragmentación: la mayor causa de pérdida de biodiversidad	9
Características del proceso de fragmentación	11
Consecuencias	16
La conectividad factor clave para nuestra supervivencia	19
¿Qué es la conectividad?	21
Redes de conectividad	23
Corredores	28
Algunas consideraciones del contexto socioeconómico y de gestión	31
Experiencias nacionales	33
Bibliografía	36

Lista de acrónimos y abreviaciones

Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica	ACCA
Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica	APECO
Áreas de Conservación Regional	ACR
Convenio de Diversidad Biológica	CDB
Conservación Internacional	CI
Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit	GIZ
Gobierno Regional	GoRe
Ministerio del Ambiente	MINAM
Programa Desarrollo Rural Sostenible	PDRS
Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado	SERNANP
Sistemas Regional de Conservación de Cajamarca	SIREC
Secretaría del Convenio de Diversidad Biológica	SCDB
Sistema Regional de Conservación de Cajamarca	SIREC
Sistemas Regiones de Conservación	SRC
The Nature Conservancy	TNC
Zonificación Ecológica y Económica	ZEE
Zonas Prioritarias para la Conservación de la Biodiversidad	ZPCB

Introducción

La manera más eficaz para conservar biodiversidad ha sido tradicionalmente concebida en nuestro país, y en el mundo, a través de las áreas naturales protegidas. Existe un consenso de que es suficiente proteger zonas naturales ricas en biodiversidad para mantener los procesos ecológicos esenciales en contraposición a las áreas externas donde se puede transformar, impactar y fraccionar la naturaleza.

Sin embargo, a pesar de las ventajas de las áreas naturales protegidas “sobre otras maneras de manejar los ecosistemas, su claridad legal, sus capacidades de manejo establecidas y su efectividad” (Dudley, 2010) se reconoce desde hace años “que estos espacios concebidos como islas en el conjunto del territorio son ineficaces si no se tienen en cuenta los procesos que ocurren fuera de sus límites” (Castro, 2002).

Este nuevo enfoque para la planificación y gestión de los espacios naturales, que ha llevado a que muchos países redefinan sus sistemas de conservación incorporando ecosistemas seminaturales, se basa en un cambio de paradigma basado en la conservación únicamente de espacios representativos de especies a la incorporación también de la funcionalidad de los ecosistemas traducida en los servicios ecosistémicos que estos proveen.

Los servicios ecosistémicos es el concepto a través del cual se comunica actualmente la utilidad de la biodiversidad para el ser humano, ya que “ilustran el vínculo, por un lado, entre las especies y de estas con su ambiente físico; y por el otro, de ambas con el bienestar de las personas tanto en términos de riqueza, nutrición o seguridad” (SCDB, 2010). Este concepto se basa en que la biodiversidad es mucho más que especies, ecosistemas y genes, es una compleja red de procesos ecológicos que generan beneficios indispensables para el bienestar y supervivencia de la sociedad.

Sin embargo, y a pesar de su trascendental importancia, la biodiversidad y los servicios asociados, están siendo destruidos y degradados profundamente por el desarrollo de las actividades humanas. Esto no es un fenómeno nuevo, pero lo que caracteriza actualmente a este proceso es su rapidez y la escala global del mismo (SCDB, 2010). Se “calcula que la pérdida de hábitat está acelerando las tasas normales de extinción, y como consecuencia de esto estamos en medio de una extinción sin precedentes” (Thomson, 2004).

En el informe “Perspectiva Mundial sobre la Biodiversidad 3” de la Secretaría del Convenio de Diversidad Biológica encontramos en el 2010 (SCDB, 2010) que las tendencias del tamaño promedio de las poblaciones de especies desde 1970 ha experimentado un descenso de 60% en los trópicos.

Adicionalmente, un estudio recientemente publicado en la revista “Nature Climate Change” (Bálint, 2011) llega a la conclusión que si el cambio climático continúa de acuerdo a las tendencias actuales,

la pérdida de diversidad genética podría superar el 80% para el año 2080. Esto es sumamente importante en el contexto del cambio climático porque “es posible que sólo una variante genética provea las características necesarias para la adaptación de la especie. Cuanto menor sea la diversidad genética mayor es el riesgo de que la especie se extinga” (Bálint, 2011).

Estos cambios en la abundancia y distribución de las especies y genes van a tener fuertes consecuencias para las sociedades humanas. La comunidad científica opina que tal extinción y disminución en tamaño de poblaciones representa una amenaza a la capacidad de la biosfera de sustentar la vida humana a través de diversos servicios ecosistémicos.

Las principales causas de la desaparición acelerada de la biodiversidad son: la tala de bosques, la degradación de los suelos, la contaminación ambiental, la caza y la pesca descontrolada.

Sumadas a estas causas, el consenso internacional reconoce que las razón principal de la pérdida de biodiversidad es la pérdida/fragmentación de hábitats (SCDB, 2010) reduciéndose o desapareciendo grandes o medianas áreas de ecosistemas naturales a usos productivos en la mayoría de los paisajes.

Esta disminución del área total de vegetación natural, no sólo afecta a la biodiversidad sino que se producen cambios a mediano y largo plazo en el equilibrio de los procesos ecológicos, como por ejemplo en los patrones de precipitaciones o tasas de infiltración de agua en los suelos, los que constituyen el sistema de soporte de vida del planeta.

Por todo lo visto, constituye entonces un reto fundamental desarrollar estrategias para mantener la biodiversidad y su funcionalidad también en paisajes alterados; es decir, en ecosistemas semi-naturales, ya que estos espacios pueden albergar biodiversidad importante y son capaces, complementariamente con áreas menos intervenidas, de contribuir a la salud de los ecosistemas y por lo tanto de brindar servicios ecosistémicos.

Sin embargo, estamos conscientes que un cambio de este patrón o paradigma de la conservación es de largo plazo y en el contexto presentado el tiempo apremia por lo que se puede percibir como un gran reto.

Se debe empezar por algún lado y en nuestro país quienes están incorporando este nuevo modelo de conservación son algunos gobiernos regionales quienes han incorporado objetivos de conservación a la planificación general de sus territorios y la incorporación de espacios semi-naturales (redes ecológicas) a los sistemas de conservación de la biodiversidad.

Son los primeros pasos a nivel nacional de un proceso a largo plazo, que implicará una mayor incorporación “de las políticas de conservación en la planificación territorial mediante el desarrollo de estructuras espaciales coherentes y un alto grado de cooperación y coordinación institucional [e intersectorial]” (Castro, 2002).

En este contexto se ha elaborado este breve documento que tiene por finalidad aportar información relevante sobre la principal causa de pérdida de biodiversidad, es decir, el proceso de fragmentación de hábitat, algunas precisiones conceptuales y criterios para el diseño de una red ecológica y finalmente uno de los pocas experiencias con las que se cuenta a nivel nacional de incorporación de la conectividad a la planificación territorial regional e identificación de corredores basándose en una especie sombrilla.



Fragmentación: la mayor causa de pérdida de biodiversidad

Si bien todas las especies responden de manera diferente a los cambios realizados en el paisaje, es claro que para la mayoría de ellas, las consecuencias de estos cambios son generalmente negativos llevando a su disminución, sino a su extinción local.

Para facilitar el análisis de cómo este cambio puede afectar a los organismos y su distribución generalmente los especialistas se basan en modelos de paisaje (ver recuadro abajo). Los conceptos y análisis utilizados a continuación se basan principalmente en el modelo “parche – matriz – corredor”, uno de los más adoptados en la biología de la conservación.

Concepto de Paisaje

Existen muchas interpretaciones diferentes para el término paisaje, lo que hace difícil definirlo. Los diferentes conceptos incluyen generalmente un área que contiene diferentes elementos; siendo el tamaño o escala del área también es muy variable desde cientos hasta miles de hectáreas.

El concepto también puede ser entendido desde la perspectiva ecológica donde la escala estará en función de cómo la especie se mueva y perciba su entorno; es decir puede ir desde un bosquecillo hasta una ecorregión entera.

Entre los investigadores que más han profundizado el concepto se encuentran Forman y Godron quienes definen paisaje como área de tierra heterogénea compuesta por un grupo de ecosistemas que interactúan y se repiten en forma similar a todo lo largo.

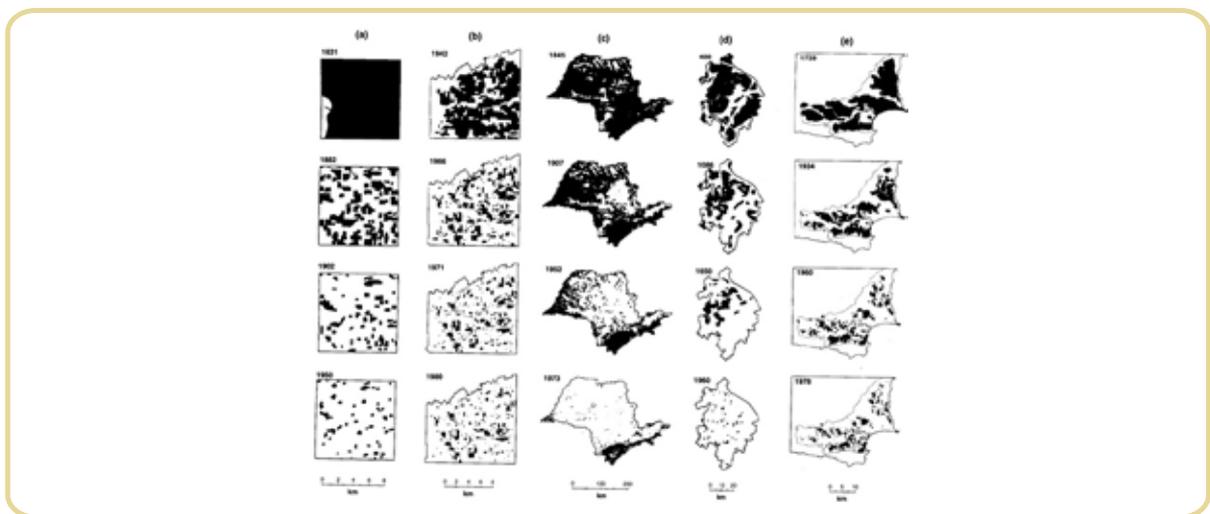
Desde la perspectiva humana un paisaje se caracteriza típicamente por incluir parches de diferentes tipos de cobertura de la tierra y por su disposición espacial.

Un modelo de paisaje es una herramienta conceptual que provee terminología y una representación visual que se usa para comunicar y estudiar como los organismos están distribuidos a través del espacio; un modelo puede ser aplicado en teoría desde genes hasta ecosistemas pero generalmente se usa a nivel de especies.

Como ya vimos, la razón principal de la pérdida de biodiversidad se produce cuando se convierte ecosistemas naturales a usos productivos, volviéndose escasas o inexistentes grandes áreas con cobertura natural en la mayoría de los paisajes; es decir se produce la fragmentación de hábitats (entendemos por hábitat: “al subconjunto de factores físicos ambientales que permiten sobrevivir y reproducirse a una planta o animal” (Lindenmayer, 2006)).

La fragmentación se produce entonces cuando grandes segmentos de vegetación se eliminan por completo, con lo cual quedan numerosos segmentos separados unos de otros (Bennett, 1998).

Figura 1: Proceso de fragmentación de hábitat en Wisconsin, USA b) Victoria, Australia c) Poole Basin, Dorset, Inglaterra; d) Sao Paulo, Brasil y e) Warwickshire, Inglaterra.



Fuente: Lindenmayer & Fischer, 2006

La secuencia del proceso es generalmente la siguiente:



que subsisten; y como consecuencia de este se da un cambio en el comportamiento, biología e interacción de especies.

A lo largo de esta secuencia se deben tener en cuenta los atributos o características nombradas a continuación en la estructura del paisaje, ya que ellas nos van a ayudar a determinar y entender como los cambios en el paisaje afectan a las especies y por lo tanto en qué estado se encuentra el proceso, lo que contribuirá a una efectiva conservación:

- a. Superficie total remanente
- b. Tamaño de los fragmentos
- c. Forma o geometría de los fragmentos
- d. Distancia entre fragmentos
- e. Grado de contraste entre fragmentos y su entorno

CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO DE FRAGMENTACION

A) SUPERFICIE TOTAL REMANENTE

El acceso a hábitat adecuado es esencial para la supervivencia y la reproducción exitosa de todas las especies. Es por eso que no es sorprendente que la pérdida de hábitat sea el mayor factor de influencia en la pérdida de especies en todo el mundo (Lindenmayer, 2006).

Parches pequeños de hábitat son menos adecuados que parches grandes para las especies por diferentes factores, como la disponibilidad de comida, abrigo o espacio; existen numerosos estudios que demuestran que la población de una especie declina con la pérdida de hábitat. Asimismo, poblaciones pequeñas son más propensas o tienen mayor riesgo de extinguirse localmente que poblaciones grandes.

Por otro lado, cuando el área total de vegetación natural disminuye drásticamente, se produce un cambio en el equilibrio de los procesos ecológicos que moldean la estructura y función de comunidades bióticas en fragmentos. Un proceso ecológico clave que se ve fuertemente influenciado con la reducción de la vegetación natural es el ciclo hidrológico, es decir, los patrones de precipitación, las tasas de infiltración de suelos, deslizamientos e inundaciones (Bennett, 1998) (ver ejemplo en recuadro abajo).

La pérdida de hábitat generalmente está muy relacionada a la degradación, subdivisión y aislamiento de hábitat, dado que esta puede darse en múltiples escalas espaciales y temporales (Lindenmayer, 2006). Un ejemplo que ilustra esta última afirmación: generalmente hablamos de pérdida de hábitat cuando la pérdida se produce rápidamente pero cuando esta toma su tiempo, disminuyendo progresivamente la calidad del hábitat utilizamos el término degradación.

***Proceso ecológico afectado por la disminución de vegetación nativa:
Salinización de suelos cuenca del río Goulburn (sureste de Australia)***

Hasta hace algunos años atrás, la cuenca baja del río Goulburn sustentó el 25% de las exportaciones del estado de Victoria, pero actualmente la salinidad del suelo es la mayor amenaza para la viabilidad de la región a corto y mediano plazo. Pero ¿por qué se llegó a esta situación?

La respuesta la encontramos en el cambio de uso de suelo para actividades agropecuarias. Desde principios del siglo pasado se transformó el 70% de los bosques nativos de toda la cuenca (en la cuenca alta sólo se dejó el 2% de la vegetación original), cambiando radicalmente el ecosistema natural. La vegetación nativa estaba conformada por árboles perennes de raíces profundas adaptados a un clima con tendencia fuerte a las sequías e inundaciones, lo que no dejaba que el agua subterránea (de por sí de aguas salinas, por la proximidad del mar) llegara a niveles cercanos a la superficie.

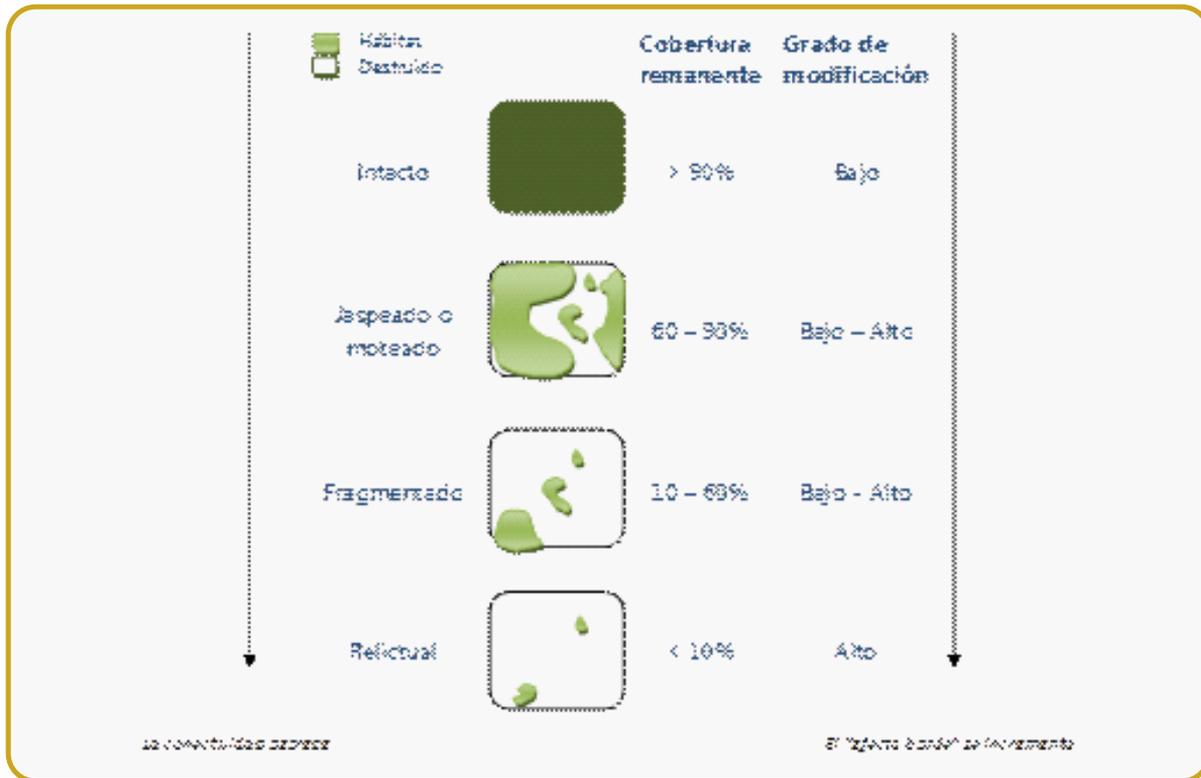
Una vez talada la vegetación nativa e instalados los pastos y cultivos anuales que sustentan las actividades agropecuarias en la cuenca baja, se identificó la necesidad de construir una represa en la cuenca alta para hacer frente a la alta variabilidad climática.

La represa permitió que los cultivos contaran con agua todo el año, lo que aumentó fuertemente la infiltración de las irrigaciones, factor que sumado a la nueva vegetación de raíces superficiales (que además sólo estaba presente unos pocos meses al año) hizo que las aguas subterráneas subieran y con ellas la sal diluida.

Al alcanzar estas aguas freáticas dos metros de la superficie se redujo la producción de los pastos y se destruyó los cultivos hortícolas en un 50%. Actualmente los granjeros bombean el agua subterránea salina al río mayor, trasladando el problema a una mayor escala.

(Texto adaptado y traducido de: Walker & Salt, 2006)

Figura 2: Estados de alteración de paisajes



Fuente: Lindenmayer, D. y Fischer, J. 2006

B) TAMAÑO DE LOS FRAGMENTOS

El tamaño de los fragmentos influye fuertemente en la diversidad biológica, cantidad de población por especie y resiliencia al interior de los mismos.

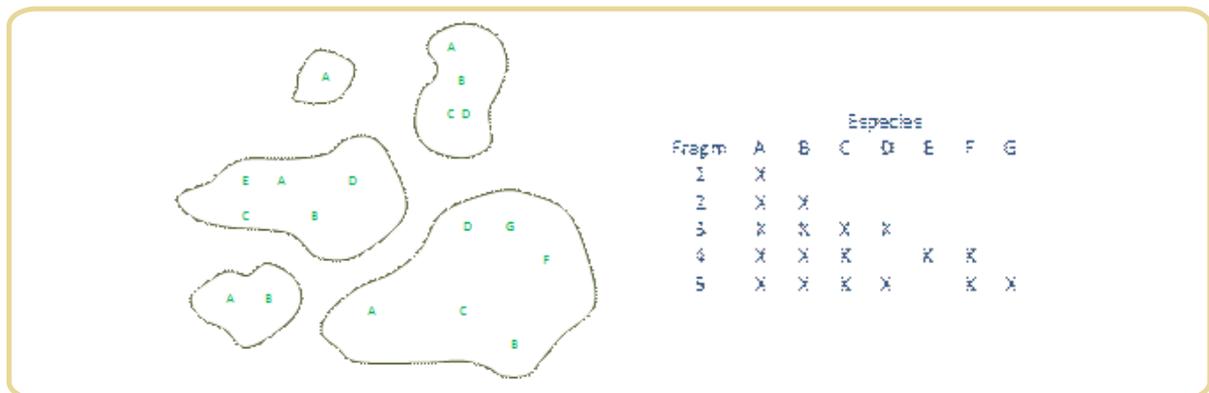
En los parches pequeños los recursos alimenticios, los lugares propicios para anidar o hacer hogares disminuyen significativamente, no pudiendo sostener a una eventual mayor población consecuencia de la pérdida de su hábitat.

Resiliencia: es la cantidad de cambio al que un sistema puede someterse (su capacidad para absorber las perturbaciones) y permanecer en el mismo régimen – reteniendo esencialmente su misma función, estructura y retroalimentación.

Walker & Salt, 2006

En las escasas áreas grandes de hábitats poco intervenidas se encuentra con mucha más frecuencia diversidad de tipos de vegetación, hábitats raros o especializados, riqueza de especies de plantas y animales, mayor población y mayor resiliencia de las especies ante disturbios naturales (Bennett, 1998). (ver figura 3)

Figura 3: Secuencia relativamente predecible de presencia de especies según el tamaño de los fragmentos en lugares aislados.



Fuente: Bennett, 1998

C) FORMA DE LOS FRAGMENTOS

Una consecuencia de los fragmentos pequeños es su incremento de la proporción perímetro – área, es decir, se incrementa la exposición de la biodiversidad ante el espacio disturbado, a este fenómeno se le conoce también como “el efecto borde”. Esto que trae como consecuencia una serie de cambios

en estas zonas: condiciones microclimáticas, propiedades de los suelos, invasión y competencia de parte de organismos en tierras circundantes, niveles elevados de depredación y parasitismo e incremento de la incursión y perturbación humanas. Debido al efecto borde, el tamaño funcional de los fragmentos resultantes es menor que el de su tamaño real.

D) DISTANCIA ENTRE LOS FRAGMENTOS

Existe evidencia convincente de los efectos perjudiciales del aislamiento. Sin embargo, medir el aislamiento es algo complejo ya que puede ser medido en el sentido espacial o funcional, y va a depender de cada especie o procesos ecosistémicos que se consideran. Un fragmento puede estar aislado para una especie con poca movilidad, pequeña o que no vuela, pero no necesariamente para otras especies.

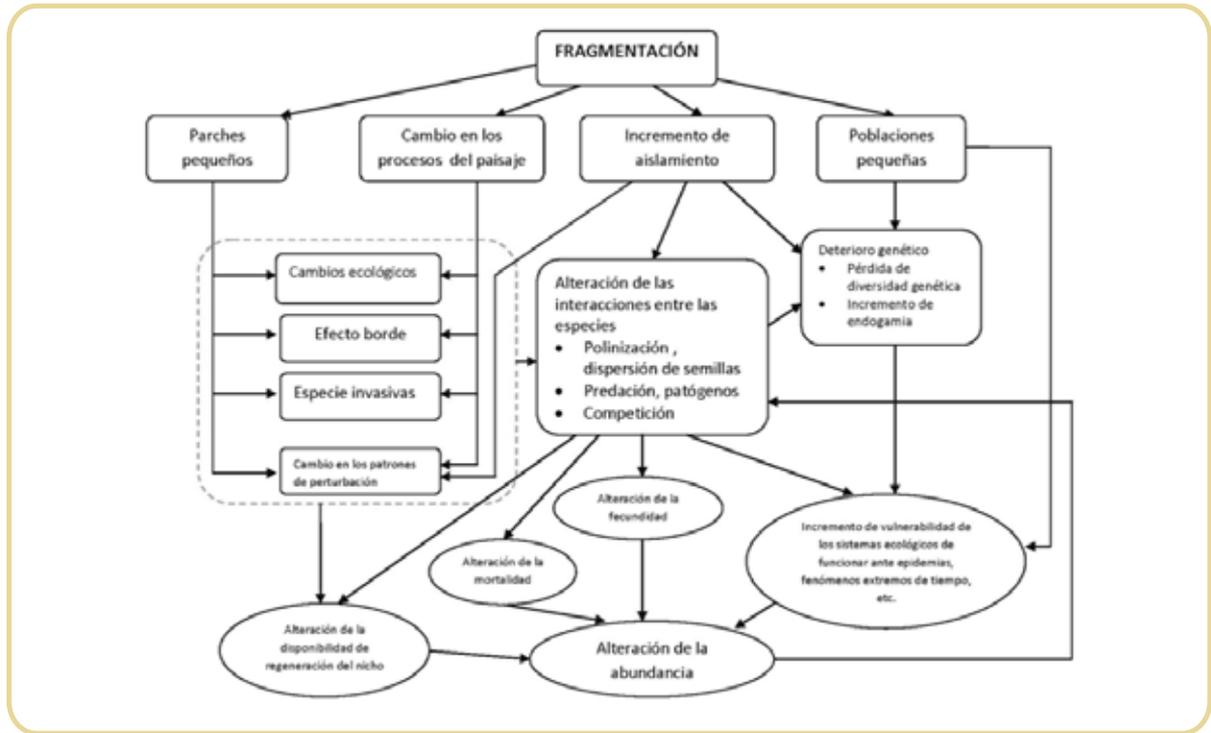
Por otro lado, “los procesos ecosistémicos muy sensibles al aislamiento son los que dependen de un vector de transmisión a través del paisaje como la dispersión de semillas, la polinización de plantas, las relaciones depredador-presa y la dispersión de parásitos y enfermedades” (Bennett, 1998).

E) GRADO DE CONTRASTE ENTRE FRAGMENTO Y SU ENTORNO

No siempre es perceptible u obvia la fragmentación de un hábitat, esto es solo visible cuando hay un marcado contraste entre los parches remanentes y el paisaje alterado, como la construcción de una carretera o el cambio radical de uso de suelo. Por ejemplo, “la fragmentación y sustitución de praderas nativas con céspedes de yerbas exóticas para pastos quizá no cambie mucho el aspecto de las llanuras herbáceas pero tiene efectos ecológicos importantes” (Bennett, 1998).

Generalmente cuando el contraste es marcado se imposibilitan los desplazamientos y dispersión de flora y fauna. Por el contrario, los diferentes usos de tierras en las zonas intervenidas actuaran como filtros variables respecto a los desplazamientos de animales.

Figura 4: Efectos de cambio de paisaje en la flora



Fuente: Lindenmayer & Fischer, 2006 (traducción propia)

CONSECUENCIAS

Las consecuencias de la fragmentación son: la pérdida de las especies, cambios en la composición de las comunidades y los cambios en los procesos ecológicos, consecuencias que se dan, como ya hemos adelantado, en cualquiera de las tres fases del proceso (pérdida, degradación de hábitat y subdivisión/ aislamiento de los fragmentos).

- **PÉRDIDA DE LAS ESPECIES Y CAMBIO EN LA COMPOSICIÓN DE LAS COMUNIDADES**

Como ya hemos visto existe una correlación muy significativa entre la cantidad de especies presentes y el tamaño de los fragmentos de hábitats; es importante añadir que la pérdida de especies no sólo se produce por el menor tamaño del fragmento sino posteriormente y principalmente por el aislamiento de cada uno de ellos. Por otro lado, existe un retraso entre los cambios de hábitats y el momento en que las comunidades de animales experimentan las consecuencias plenas de dichos cambios (Bennett, 1998)

Como consecuencia del aislamiento de las poblaciones, animales y plantas empiezan a perder diversidad genética a causa de la endogamia (o pérdida de heterogeneidad interna); a su vez esta depresión endogámica produce características perjudiciales que no permite que los animales y plantas alcancen el éxito reproductivo, por ende las poblaciones locales reducen su número y finalmente se extinguen.

“La capacidad disminuida de los animales de desplazarse por el paisaje tiene una serie de consecuencias importantes; limita su capacidad de suplir poblaciones en disminución, de recolonizar hábitats donde se han producido extinciones (por ejemplo, por incendios, inundaciones o erupciones volcánicas), o de colonizar nuevos hábitats adecuados” (Bennett, 1998).

El cambio en la composición de las comunidades dependerá de la especie en sí, si es una especie generalista o especialista, su tamaño, densidad, la necesidad territorial, movilidad, los requisitos para reproducirse/resguardarse y su tolerancia a las perturbaciones.

Presentamos a continuación algunas tendencias de las especies más sensibles a la fragmentación:

- » Animales de cuerpo grande (jaguar, oso andino)
- » Especies que están en la parte alta de la cadena de alimentación (aves de rapiña, carnívoros grandes)
- » Especialistas (oso hormiguero)
- » Especies que poseen densidades bajas (caoba)

- **CAMBIOS EN LOS PROCESOS ECOLÓGICOS**

Es un hecho que los procesos ecológicos se ven alterados o modificados debido a la fragmentación, aunque aún es limitado el conocimiento de cómo exactamente sucede esto. A continuación nombramos alguno de los procesos afectados (nombrados en Bennett, 1998):

- a. dispersión de semillas, la pérdida de especies que desempeñan un papel clave en la polinización o dispersión de semillas tendrá efectos negativos en la situación de numerosas especies de plantas, modificando todo el ecosistema,
- b. relación depredador-presa, la pérdida de depredadores grandes, y por consiguiente la abundancia de especies presa, puede tener efectos importantes en la estructura de las comunidades de plantas y animales en hábitats aislados,
- c. ciclo de nutrientes, se ha demostrado que la disminución de escarabajos en bosques tropicales fragmentados, afecta la tasa de descomposición de estiércol en los mismos (estudio en Brasil). Esta disminución puede también tener efectos en la supervivencia / dispersión de semillas y aumento de parásitos gastrointestinales en vertebrados,
- d. parasitismo de nidos, se reportan casos de disminución y desaparición de algunas especies de aves de interior de bosques por el aumento de parasitismo de nidos cerca de bordes de bosques fragmentados.

La conectividad factor clave para nuestra supervivencia

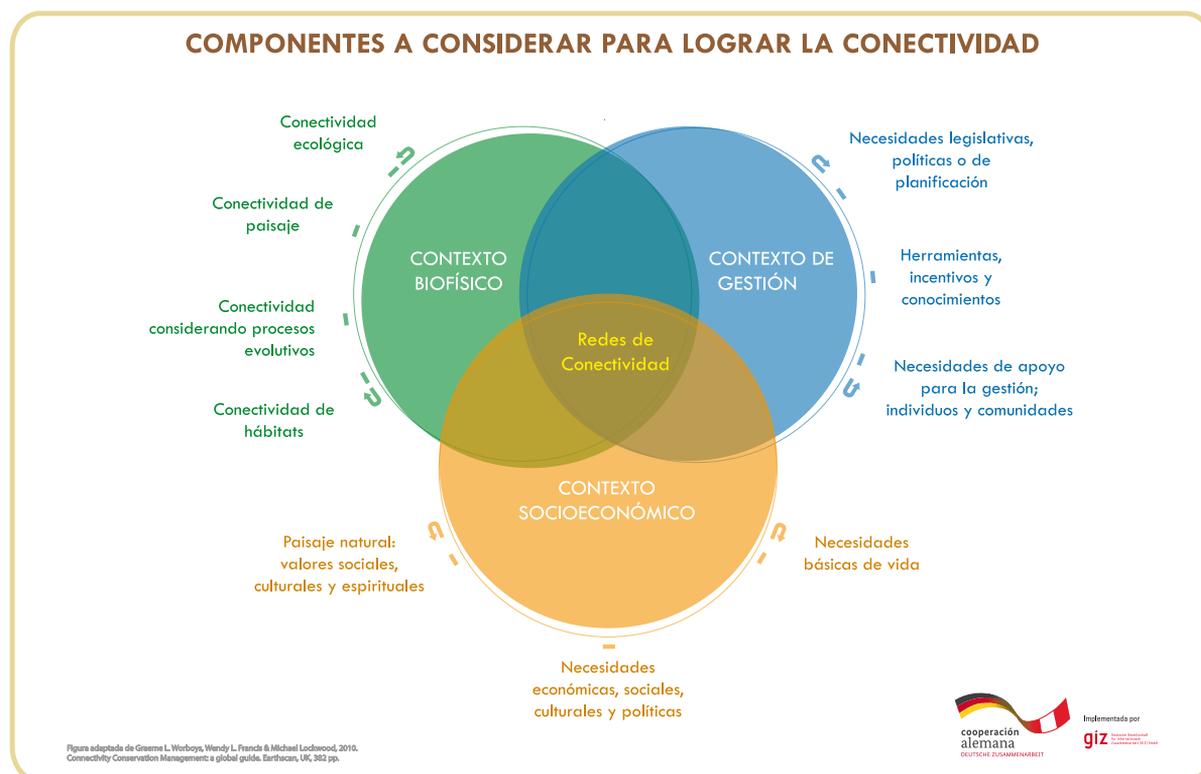
Para contrarrestar los efectos de la fragmentación y aislamiento una de las herramientas fundamentales es la conectividad de hábitats naturales.

La importancia trascendental de esta herramienta se ve reflejada en dos de las metas del Plan Estratégico de la Diversidad Biológica 2011-2020 del Convenio de Diversidad Biológica (CDB), que promueven la reducción significativa de la degradación y fragmentación de hábitats naturales aplicando medidas de conservación eficaces tales como áreas naturales protegidas interconectadas e integradas a paisajes más amplios.

Para lograr efectivamente conectividad se deben considerar el contexto biofísico, socioeconómico y de gestión (ver figura 5). En esta publicación pondremos énfasis en la parte conceptual del componente biofísico, dado que consideramos es la primera fase del proceso, la que se encuentra en terrenos más académicos en un contexto nacional donde aún prácticamente no se cuentan con experiencias de gestión.



Figura 5: Los tres componentes básicos para lograr la conectividad



¿QUÉ ES LA CONECTIVIDAD?

La conectividad se refiere a la conexión o enlace entre fragmentos que facilita el desplazamiento de una especie concreta (conectividad de hábitat) o de procesos ecológicos (conectividad ecológica). Estos enlaces que se pueden dar en múltiples escalas espaciales.

En la conectividad se diferencia el componente estructural y el funcional. El primero lo determina la distribución espacial de tipos diferentes de hábitat en el paisaje; el componente conductual o funcional se refiere al comportamiento del individuo con respecto a la estructura física del paisaje.

Baundry et ál. (2003) integra estos dos componentes señalando que la conectividad es una medida de la estructura del paisaje y de los requerimientos individuales de las especies en cuanto a área y distancia de dispersión.

La función primaria de los enlaces es mantener la conectividad para poblaciones y hábitats que eran naturalmente continuos. Los corredores no deberían establecerse para enlazar poblaciones o hábitats separados por alguna forma de barrera ambiental natural (Bennett, 1998).

La conectividad enfoca su atención por igual en la conexión en sí (corredor) y lo que va a ser conectado (generalmente áreas importantes para la conservación de la naturaleza asociadas a servicios ecosistémicos, las más destacadas son las áreas protegidas).

A continuación nombramos algunas de las principales razones por las que la conectividad es importante:

- Garantizar la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de flora y fauna de los diferentes sistemas ecológicos.
- Capacidad de suplir poblaciones en disminución, de recolonizar hábitats donde se han producido extinciones o de colonizar nuevos hábitats adecuados.
- Mantener la diversidad genética para crear mayor resiliencia a cambios en las condiciones ambientales (trascendental con el cambio climático).
- Permite movimiento efectivo de fauna lo que conlleva poder evadir los predadores y enfermedades.
- Ofrece protección potencial a la biodiversidad de los efectos del cambio climático
- Las zonas de conectividad retienen hábitats en sí, los cuales ofrecen servicios ecosistémicos. Por ejemplo, en zonas de agricultura los corredores proveen el hábitat para especies polinizadoras, limita expansión de pesticidas y controla plagas al mantener poblaciones de predadores naturales.
- Ayudan a mantener la biodiversidad de zonas núcleos, lo que contribuye a largo plazo que estas mantengan los servicios ecosistémicos que estas brindan.
- Provee oportunidades recreacionales para la gente y sirve de barrera para la expansión urbana.
- Permiten que especies con necesidades muy grandes de territorio, es decir de amplia distribución no queden aislados, generalmente “restringidos” a espacios protegidos, pudiendo mantener poblaciones viables.

CORREDORES

Los corredores son esencialmente los dispositivos para mantener o restablecer un grado de conectividad entre fragmentos importantes (núcleos) de un ecosistema.

Sin embargo, el término corredor ha sido definido de muchas maneras de modo que no siempre resulta claro qué se quiere decir; por eso definiremos en el presente documento “corredor” como *“una distribución espacial que ayuda a los individuos a desplazarse por una matriz o ambiente inhóspito”* (Bennett, 1998).

Los corredores biológicos fueron propuestos por Wilson y Willis en 1975 a partir de la “Teoría del Equilibrio de Biogeografía de Islas”. Esta teoría fue el primero de varios modelos para entender que la capacidad de desplazamiento de los animales que viven en ambientes fragmentados es fundamental para la conservación de la biodiversidad a largo plazo. Actualmente sin embargo, el marco conceptual que ha reemplazado a la biogeografía de islas como base teórica para entender la dinámica de las poblaciones animales en ambientes fragmentados es el de metapoblaciones (ver siguiente cuadro). Otro modelo de paisaje muy utilizado actualmente para entender cómo los organismos viven en ambientes irregulares pero que tiene una visión más integral son los principios de la ecología del paisaje ya que tiene en cuenta como los patrones espaciales influyen no sólo en la viabilidad de una especie sino en los procesos ecológicos.

Metapoblaciones

La “Teoría del Equilibrio de Biogeografía de Islas” (TEBI), postulada por MacArthur y Wilson en los años 1963 y 1967, propuso que la cantidad de especies que están presentes en una isla tiende a un nivel de equilibrio que viene determinado por una proporción entre la tasa de colonización de especies nuevas y la tasa de extinción de especies residentes en la isla. La tasa de colonización la determina primordialmente el grado de aislamiento de la isla respecto a áreas fuente en tierra firme, en tanto que la tasa de extinción la determina principalmente el área de la isla. (Bennett, 1998).

Esto fue aplicado a áreas remanentes de tierra firme convirtiéndose esta teoría en el primer marco teórico para interpretar la distribución y dinámica de la fauna en parches de hábitat.

Sin embargo, esta teoría fue cuestionada debido a que las áreas aisladas en el océano difieren a la forma en que están aislados los fragmentos de un ecosistema intervenido. Un fragmento de bosque puede estar rodeado de parcelas que aún contengan flora y fauna modificada del bosque original en distintos grados pudiéndose dar aún procesos de colonización desde estas.

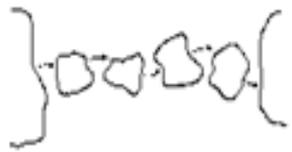
En base a esta observación surgió el modelo de la “dinámica de poblaciones subdivididas”, de las metapoblaciones o “población de poblaciones”, marco conceptual que ha reemplazado a la biogeografía de islas como base teórica para entender la dinámica de las poblaciones animales en ambientes fragmentados.

Una metapoblación es básicamente un conjunto cambiante de poblaciones temporales relacionadas entre sí por la dispersión y el flujo de genes (SINAC, 2008) las cuales ocupan parches discretos de hábitat que están interconectados. Las metapoblaciones se caracterizan por estar formadas por un grupo de subpoblaciones en las que se pueden distinguir dos tipos:

Núcleo o fuente: constituida por una gran población que constituye una fuente de colonizadores, es decir está situada en un hábitat favorable que propicia un exceso de individuos. Sumidero o satélite: poblaciones situadas en hábitat o condiciones desfavorable que no pueden ser mantenidas sin la inmigración de poblaciones desde los hábitat fuente

Es decir, las configuraciones de estas subpoblaciones que ayudan a los desplazamientos de animales por el paisaje tendrán beneficios para la permanencia general de las especies. Esta es una óptica a nivel de especies y los beneficios de la conectividad se miden en función de la continuidad de poblaciones viables de las especies en el paisaje o región (Bennett, 1998)

Los corredores pueden clasificarse, según las características de enlace, en:

<p>1. Corredor de hábitat (o lineal): franja lineal de vegetación que proporciona una senda continua o casi continua entre dos hábitats.</p>	
<p>2. Corredor de trampolín (o de pasos): una o más parcelas separadas de hábitat en el espacio intermedio entre parcelas ecológicas incomunicadas, que proveen recursos y refugio que ayudan a los animales (por ejemplo aves) a desplazarse por el paisaje intervenido.</p>	
<p>3. Corredor de paisaje (o mosaicos de hábitats): patrón de paisaje que abarca una serie de hábitats fragmentados intercalados, de calidad diferente y objetivo de manejo variado, para una especie animal.</p>	

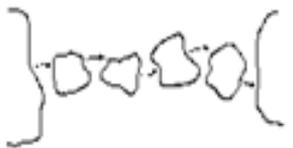
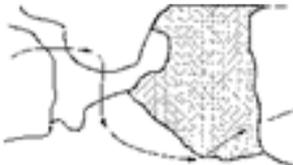
Adaptado de Bennett, 1998.

En Latinoamérica la clasificación de los enfoques de corredores en Latinoamérica ha pasado por una evolución del concepto: desde una restricción a una función biológica de los “corredores biológicos”, a una ampliación del concepto que incluye las necesidades de las comunidades, la dinámica económica y el potencial de los recursos naturales: los llamados corredores de conservación o desarrollo sostenible, donde se incluyen la conectividad social, política, económica y comercial (ver figura 6).

Figura 6: Evolución del concepto de corredores



Se debe tener en cuenta que debido a la complejidad de los procesos ecológicos se debe considerar la conectividad a diferentes escalas espaciales y temporales. A escala espacial los corredores pueden variar enormemente desde lo local (menos de 1 km), paisaje (de 1 a decenas de km) y regional o biogeográfica (centenares a miles de km).

Configuración de paisaje para mejorar la conectividad para poblaciones de animales a diferentes escalas			
Configuración de paisaje	Escala local (1 Km)	Escala de paisaje (1 – 10 Km)	Escala regional o biogeográfica (100 – 1000 Km)
Corredor lineal (o corredor de hábitat) 	Setos vivos, empalizadas, arroyos, bordes de camino, corredores forestales y pasos subterráneos	Ríos y vegetación ribereña asociada, eslabones amplios entre reservas	Sistemas fluviales importantes, cadenas montañosas e istmos entre áreas terrestres
Corredor de pasos (o corredor de trampolín) 	Parcelas de plantas, pequeños bosques, plantaciones, cadenas de pequeños humedales	Series de pequeñas reservas, parcelas de terrenos boscosos en territorio agrícola, parques urbanos	Cadenas de islas en archipiélagos, humedales a lo largo de trayectorias de vuelo de aves acuáticas, hábitat andinos a lo largo de una cadena de montañas
Corredor de paisaje (o corredor de mosaico) 	Vegetación clareada en parcelas en territorio agrícola, mosaico de jardines y parques en ciudades	Bosques en distintos niveles de regeneración, o bosques prístinos en segmentos	Diferentes comunidades de vegetación / suelos

Fuente: Bennett, 1998

Adicionalmente a todas estas clasificaciones nombradas para los corredores (según su estructura interna, escala, concepto u origen), encontramos también otro tipo de clasificación como por su origen. Sin embargo, más allá de todas estas clasificaciones, Forman & Godron (1986) les atribuyen a los corredores funciones específicas o papel ecológico más amplio que simplemente hacer posible el flujo e intercambio de especies, materia, energía proveniente de las áreas núcleo. Estas funciones específicas son:

- Hábitat de ciertas especies
- Filtro o barrera para el desplazamiento de ciertas especies
- Fuente y sumidero (tanto de especies como de materia que circula en el paisaje (sedimentos, semillas, contaminantes, etc.) con efectos ambientales y ecológicos en el entorno (Chassot & Morera, 2007).

REDES ECOLÓGICAS (o redes de conectividad)

El conjunto de áreas ricas en biodiversidad y los enlaces entre ellas, pueden llegar a formar redes ecológicas o de conectividad. “Una red ecológica es un sistema coherente de elementos naturales y/o semi-naturales del paisaje que es configurado y manejado con el objetivo de mantener o restaurar funciones ecológicas como un medio de conservar biodiversidad mientras se provee también oportunidades apropiadas para el uso sostenible de los recursos naturales (Bennet and Wit, 2001)”.

Las redes ecológicas poseen dos metas: 1) mantener la funcionalidad de ecosistemas como un medio de facilitar la conservación de especies y hábitats y 2) promover el uso sostenible de los recursos naturales para reducir los impactos de las actividades humanas (CBD, CT23).

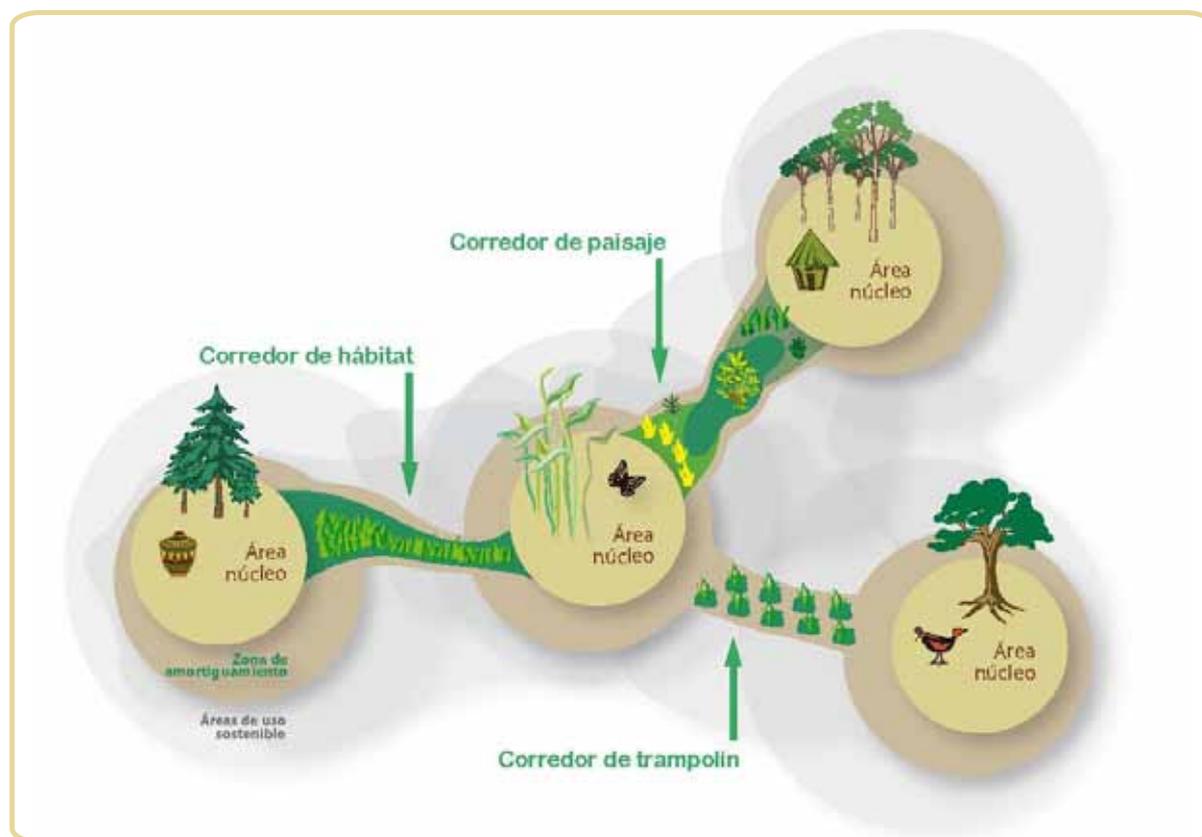
Para poder lograr estos objetivos las redes ecológicas generalmente están compuestas por un sistema coherente cuyos componentes estructurales son:

1. Área núcleo: donde la conservación de la biodiversidad es de importancia primordial, así no esté legalmente protegido; generalmente están áreas propician un exceso de individuos
2. Corredores: espacios que sirven para conservar las conexiones ecológicas, manteniendo una articulación física entre áreas núcleos,

3. Zonas de amortiguamiento: se encuentran alrededor de las áreas núcleo y los corredores. Su función es proteger a esas áreas de posibles daños externos, desarrollándose actividades compatibles con la conservación, y
4. Áreas de uso sostenido: contiguas a las zonas de amortiguamiento donde se dan actividades sostenibles que mantienen los servicios ecosistémicos.

La figura siete, a continuación, grafica los componentes estructurales de las redes de conectividad.

Figura 7: Elementos de una Red Ecológica



En Sudamérica este concepto fue introducido apenas hace quince años. Aún existe mucha confusión con respecto a los términos, nombrándose de distintas maneras, pero la mayor confusión proviene de nombrar como sinónimo de las redes ecológicas a los corredores y/o biocorredores.



ALGUNAS CONSIDERACIONES DEL CONTEXTO SOCIO ECONÓMICO Y DE GESTIÓN

Como ya hemos visto, el tema de conectividad es nuevo en el país, por lo tanto todavía existe aún una limitada socialización de los conceptos y muy pocos ejemplos nacionales de diseño e implementación, por lo que hay aún una muy incipiente capacidad de gestión en el tema.

En el contexto político la conectividad aún no tiene la relevancia que debería tener, aunque existen ciertos avances como la ratificación del Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB), donde el Perú se compromete a incluir aspectos de conectividad ecológica en las planificaciones territoriales y sectoriales. En este contexto se ha comprometido a cumplir con el Plan Estratégico de la Diversidad Biológica 2011 -2020 del CDB, donde se señala que se habrá reducido de manera significativa la degradación y fragmentación de todos los hábitats naturales; así como que las áreas naturales protegidas se encontraran conectadas e integradas a paisajes más amplios.

Asimismo, se ha incluido la conectividad ecológica en la Estrategia Nacional de Biodiversidad como un tema relevante para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, los gobiernos regionales son los más interesados en incorporar este tema a su planificación territorial, y, como veremos en el cuarto capítulo, ya hay experiencias concretas en el ámbito regional.

En los años 2012 y 2013 en Ministerio del Ambiente (MINAM), el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP), así como la Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica (ACCA) y PDRS/GIZ realizaron dos seminarios talleres a nivel nacional sobre redes de conectividad, con los objetivos específicos de promover una discusión conceptual sobre la conectividad, analizar y discutir las experiencias nacionales e internacionales, generar recomendaciones respecto al diseño-implementación; así como reunir por primera vez a nivel nacional a los encargados de diseñar, implementar, gestionar corredores. Se espera de esta manera impulsar intervenciones más eficientes en la conservación de la biodiversidad y lograr un balance adecuado entre la conservación y el uso productivo.

En el primer seminario taller realizado en el 2012 se analizaron los contextos biofísicos, de gestión y socio económico de las redes de conectividad.

A continuación nombramos algunas de las principales conclusiones / recomendaciones sobre el contexto socioeconómico y de gestión:

- No existe una normatividad específica para la creación y gestión de los corredores, sin embargo hay una legislación para la conservación bastante amplia. En este sentido se dieron dos posiciones contrapuestas:
 - » Se necesita un marco legal nacional que uniformice criterios, ya que existe “desconfianza” por parte de autoridades locales/regionales con respecto a diseñar/implementar corredores porque no tienen un asidero legal.
 - » No se requiere un marco legal para corredores, estos deberían verse como una estrategia que debería implementarse a través de distintos instrumentos. Las leyes nacen por una necesidad de regular/normar algo que ya se da y el tema de corredores aun no está a ese nivel; un marco legal no va a garantizar su implementación. Se trata primero de un acuerdo social, no de leyes.
- Los corredores son espacios de gestión participativa que deben involucrar procesos integrales de cooperación y gestión a largo plazo. Son una alternativa muy interesante para combinar objetivos de conservación y de desarrollo social.
- Al ser los corredores procesos de largo plazo deben asegurar entonces los recursos financieros suficientes para su gestión.
- Son los gobiernos locales y regionales los que deben estar más comprometidos y promover principalmente la creación y gestión de los corredores.
- Los corredores se deben incluir en los procesos de planificación local, regional y nacional especialmente en la zonificación ecológica económica- ordenamiento territorial (ZEE-OT), los sistemas regionales de conservación y estrategias regionales (y nacional) de biodiversidad.
- Es indispensable el involucramiento, participación y articulación de los intereses de diferentes actores públicos y privados en el ámbito del corredor. Se debe construir una visión compartida integrando a actores antagónicos.
- Es indispensable para el éxito de la implementación de los corredores, identificar beneficios económicos tangibles para las poblaciones que los integran. Uno de estos beneficios pueden ser incentivos para “áreas de conservación privada/comunal” que se encuentren ubicadas en zonas de conectividad entre los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad, como por ejemplo acceso a créditos gubernamentales, exoneración de impuestos, incentivos tributarios o económicos, mecanismos financieros, etc.

El tema es amplio y todavía se encuentra en las bases de su construcción; si bien uno puede aprender de experiencias donde el tema tiene décadas de implementación como el caso de Costa Rica o Brasil, no existe una receta única en cuanto a los pasos a seguir para la gestión de corredores.

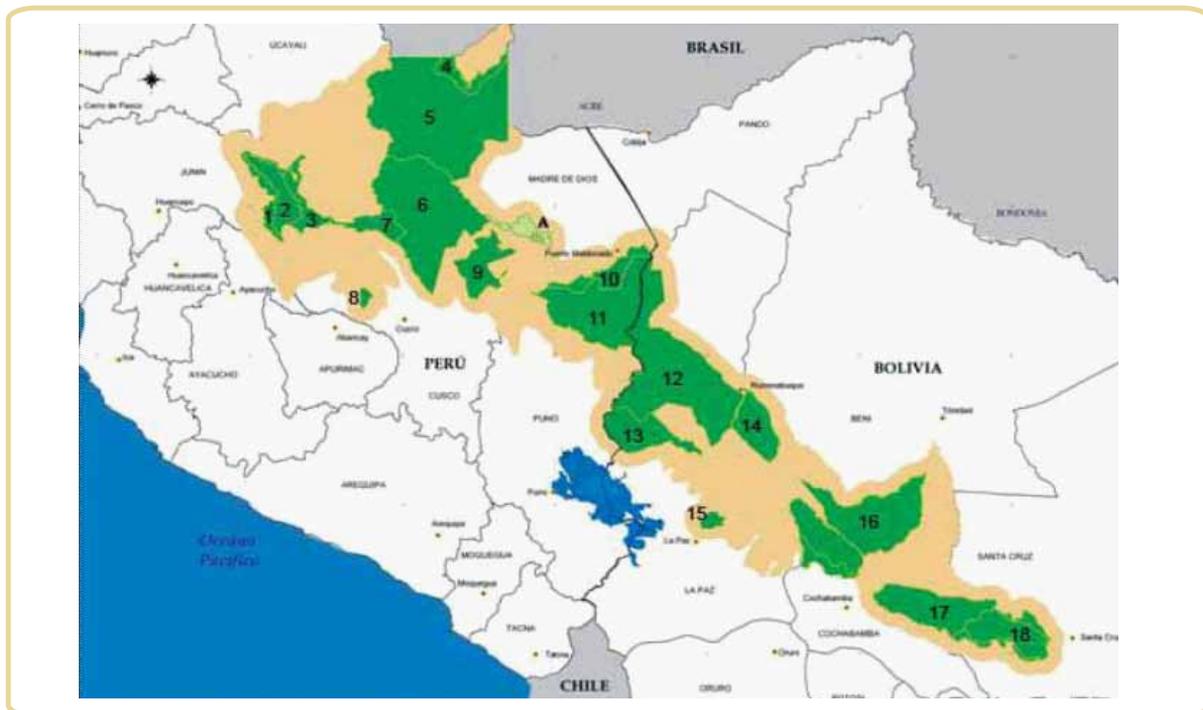
Nos parece importante recalcar que “se debe tener en cuenta que los corredores no se plantean en espacios vacíos sino en espacios con antecedentes de intervenciones de toda índole. En ese sentido, es muy importante fortalecer y articular procesos en curso y tener cuidado en no introducir proyectos e intervenciones nuevas que compitan y repliquen a aquellos” (Cracco & Guerrero, 2004).

EXPERIENCIAS NACIONALES

El Perú prácticamente tomó la iniciativa a nivel de Latinoamérica al elaborar una propuesta de un corredor binacional (con Bolivia) en el año 1998, con el “corredor de conservación binacional Vilcabamba – Amboró”.

Esta propuesta fue impulsada por Conservación Internacional (CI) y abarcaba 30 millones de hectáreas, comprendiendo 19 áreas protegidas. Entre los logros alcanzados durante los años en que se impulsó el corredor se encuentran: elaborar la estrategia para la implementación del corredor, creación de nuevas áreas protegidas, fortalecimiento de la gestión de las áreas protegidas existentes y promoción del uso sostenible de los recursos naturales.

Figura 8: Mapa del Corredor de Conservación Binacional Vilcabamba Amboró



Fuente: Conservación Internacional

Un año después, en 1999, tras la firma del Acuerdo de Paz entre Perú y Ecuador, de nuevo esta organización propuso, sobre una propuesta nacional elaborada por la Asociación Peruana para la Conservación de la Naturaleza (APECO) el “Corredor de Conservación de los Bosques Montanos”, el “Corredor de Conservación Cóndor –Kutukú” de 13 millones de hectárea.

Al igual que la primera experiencia los logros alcanzados durante los años que se impulso esta iniciativa fueron: el fortalecimiento de las ANP ya existentes y el apoyo a la creación de una nueva área protegida: Parque Nacional Ichigkat Muja – Cordillera del Cóndor (departamento de Amazonas).

Ambas iniciativas trabajaron en la primera fase para el establecimiento de un corredor de conservación, es decir, en establecer y afianzar las zonas núcleo, más no llegaron a la segunda fase de diseñar los enlaces entre las áreas en sí que permitieran la conectividad.

Durante los siguientes ocho años en Latinoamérica se diseñaron e implementaron más de setenta iniciativas de corredores nacionales y para el año 2006 países como Colombia, Brasil, Ecuador, Venezuela y Argentina encabezaban la lista con un gran número de iniciativas implementadas.

En el país es a partir de este año (2006) aproximadamente que empiezan a surgir algunas iniciativas a nivel nacional, a parte de las ya nombradas, que incorporan el tema de corredores a sus proyectos o programas como:

1. Corredor de Conservación de Bosques de Polylepis (2005 - 2009) entre el Parque Nacional Huascarán y la Zona Reservada Cordillera de Huayhuash, en el departamento de Ancash.
2. El proyecto “Desarrollo Sostenible de las Comunidades Locales y Conservación de la Diversidad Biológica en el Corredor Biológico Nanay Pucacuro” (2007 – 2011), incorporando la Reserva Nacional Allpahuayo Mishana, la Zona Reservada Pucacuro y dos ACR, en el departamento de Loreto.
3. Componente Bosque Seco del proyecto “Protección de Áreas Naturales” (2008 – 2011), en los departamentos de Tumbes, Piura y Lambayeque.
4. Corredor Biológico Manu – Tambopata (2009 – 2013), que involucra el Parque Nacional Bahuaja Sonene, la Reserva Nacional de Tambopata, el Parque Nacional del Manu, la Concesión para la Conservación Los Amigos y la Reserva para Pueblos Indígenas en Aislamiento Voluntario, en los departamentos de Cusco y Madre de Dios.

5. Propuesta de Corredor Biológico Mono Choro de Cola Amarillo, en los departamentos de Amazonas y San Martín.
6. Proyecto “Fortalecimiento de la Conservación de la Biodiversidad a través del Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas” (2010 – 2015), en ocho departamentos del país (Piura, Tumbes, San Martín, Amazonas, Lambayeque, Arequipa, Moquegua, Tacna).

Estos proyectos se avocaron principalmente a la gestión o creación de las áreas de conservación (núcleo) y la mayoría trabajaron en el manejo de los recursos naturales asociados, en zonas de amortiguamiento; un tercio de estos llegaron a establecer los enlaces en sí, tan vitales para la conexión en el paisaje.

Actualmente son pocos los gobiernos regionales que han incorporado las redes de conectividad a sus procesos de planificación regional. En el siguiente documento de trabajo de esta serie se describirá sucintamente el proceso de incorporación de este instrumento por parte del gobierno regional de Cajamarca a dos procesos claves de planificación territorial: la zonificación ecológica económica (ZEE) y su sistema regional de conservación (SRC).

Bibliografía

- Azpur, J. 2012. Análisis de la Legislación sobre Planificación Territorial en el Perú. Cuadernos Descentralistas # 27, Grupo Propuesta Ciudadana.
- Bálint, M., Domisch, S., Engelhardt, C.H.M. 2011. Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change* 1, 313 – 318 (2011) doi: 10.1038/climate.1191
- Balick, M.; Cox, P. 1996. *Plants, People and Culture: The Science of Ethnobotany*. Scientific American Library, New York. Citado en: Mindreau, M. 2005. Importance of the Flora Associated to the Polylepis Forest of Queuñaococha for the Andean Community of Huilloc. Bergen, Norway.
- Bennet, A.F. 1998. *Linkages in the Landscape: the role of corridors and connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, RU, 254 pp.
- Blumenfeld, S., Lu, C., Christophersen, T. y Coates, D. 2009. Water, wetlands and forests. a review of ecological, economic and policy linkages. Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Secretariat of the Ramsar Convention on Wetlands, Montreal and Gland. CBD Technical Series No. 47.
- Chassot, O. y Morera, C. (editores) 2007. *Corredores Biológicos: acercamiento conceptual y experiencias en América*. Centro Científico Tropical, Universidad Nacional de Costa Rica. San José, Costa Rica.
- Cracco, M y Guerrero, E (editores). 2004 *Aplicación de Enfoque Ecosistémico a la Gestión de Corredores en América del Sur*. Memorias del Taller Regional, 3 al 5 junio. UICN. Quito, Ecuador.
- Dudley, N., S. Stolton, A. Belokurov, L. Krueger, N. Lopoukhine, K. MacKinnon, T. Sandwith & N. Sekhran [editors] 2010. *Natural Solutions: Protected areas helping people cope with climate change*, IUCN/WWF, TNC, UNDP, WCS, The World Bank and WWF, Gland, Switzerland, Washington DC and New York, USA
- FAO, 2006. *Los bosques y la salud humana*. Unasylva No. 224 Vol. 57, 2006/2. Roma.
- GIZ, PDRS. *Redes de Conectividad: Oportunidades y Desafíos*. Memorias Seminario – Taller Internacional 3 y 4 abril 2012. Lima, Perú.
- Gordon, E.; Franco, O.; Tyrrell, M. 2005. *Protecting Biodiversity: A Guide to Criteria Used by Global Conservation Organizations*. Yale School of Forestry & Environmental Studies.
- Isola, S.; Valle, G.; Rivera, G.; Durand, E. 2007. *Planificación para la conservación de áreas*. Síntesis metodológica y compendio de experiencias de aplicación en el Perú. TNC. Lima.
- Lindenmayer, D.; Fischer, Joern. 2006. *Habitat Fragmentation and Landscape Change*. Island Press, USA.
- Maass, M. 2003. *Principio Generales sobre Manejo de Ecosistemas*. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM. Ciudad de México.
- Mora, C. Tittensor, D. Adl, Sina. Simpson, A. Worm, B. 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biol* 9(8): e1001127. doi:10.1371/journal.pbio.1001127
- Sale, Peter. 2011. *Our dying planet: an ecologist's view of the crisis we face*. University of California Press.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3*. Montreal, 2010. 94 páginas.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación SINAC. 2008. *Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de corredores biológicos en Costa Rica*. San José.
- Thomson, Gareth. *Fragmentación de Hábitat y Diversidad Genética*. En: Tim Grant and Gail Littlejohn, (editors), *Teaching Green – The Middle Years: Hands-on Learning in Grades 6-8*, Toronto: Green Teacher, 2004, ISBN 0-86571-501-7, 256 pages.
- Tovar, A.; Arnillas, C.A.; Lucio, L.; Mindreau, M.; Romo, M.; Leo, M.; Vásquez, R. 2013. *Criterios, metodología y lecciones aprendidas para la identificación de zonas prioritarias para la conservación de la biodiversidad*. (en prensa)
- Walker, B; Salt, D. 2006. *Resilience thinking: Sustaining Ecosystems and People in a Changing World*. Island Press, USA.
- Worboys, G., Francis, W. and Lockwood, M. *Connectivity Conservation Management: a Global Guide*. 2010. Cromwell Press Group, UK.
- Watson, R; Heywood, V.; Baste, I; Díaz, B; Gamez, R.; Janetos, T.; Reid, W; Ruark, G. 1995. *Evaluación Mundial de la Biodiversidad*. Resumen para los responsables de la formulación de Políticas. PNUMA. P. 9-10
- WRI. 2000. *Guía de Recursos Mundiales 2000 – 2001*. La gente y los ecosistemas: Se deteriora el tejido de la vida. Resumen. Instituto de Recursos Mundiales (WRI), Washington D.C., US., p.3



Implementada por
giz Deutsche Gesellschaft
für Internationale
Zusammenarbeit (GIZ) GmbH