

Estimación de los costos de oportunidad de REDD+ Manual de capacitación

Versión 1.4

Capítulo 8. Los Co-beneficios hidrológicos y de la biodiversidad

Objetivos

1. Explicar los co-beneficios hidrológicos y de la biodiversidad y su importancia dentro de los mecanismos de REDD+
2. Sintetizar la forma de abordar los co-beneficios dentro de un análisis de costo de oportunidad

Contenidos

Objetivos	8-1
¿Qué son los co-beneficios?	8-2
¿Qué son los servicios ambientales?	8-3
¿Cómo se calculan los co-beneficios?	8-5
Co-beneficios hidrológicos	8-5
Co-beneficios de la biodiversidad	8-10
Co-beneficios y costos de oportunidad	8-24
Conclusión	8-29
Referencias y lectura complementaria	8-31



¿Qué son los co-beneficios?

1. Es importante considerar los programas de REDD+ en perspectiva. Los bosques generan otros servicios ambientales o de ecosistema con valor económico. Dichos servicios o co-beneficios incluyen la biodiversidad y el agua de los bosques, todo lo cual será tratado en este capítulo.
2. Cuando los co-beneficios están presentes, los programas de REDD+ pueden tener un impacto mayor que el sólo hecho de reducir las emisiones y mitigar el cambio climático. En los bosques con altos niveles de co-beneficios, como por ejemplo en cuencas de zonas elevadas con biodiversidad única, el valor de todos los beneficios podría ser significativamente mayor que el valor del carbono en forma aislada. Cuando este valor más relevante del bosque se toma en consideración (un beneficio para el país, no para los individuos), el costo de oportunidad de renunciar a usos alternativos de la tierra es menor.
3. Las relaciones entre la biodiversidad, los servicios ambientales y las reservas de carbono, rara vez son simples. Dentro de los países, de la misma manera en que los bosques tienen diferentes niveles de carbono, el nivel de biodiversidad y de los servicios ambientales relacionados con el agua, que proporcionan los bosques, también puede ser muy diferente. Adicionalmente, las áreas prioritarias para la reducción de emisiones pueden no ser las mismas que aquéllas para la generación de co-beneficios forestales. Por ejemplo, los bosques más secos pueden tener una biodiversidad mayor y un menor contenido de carbono que los bosques húmedos (Stickler, y otros 2009). A fin de alcanzar beneficios forestales múltiples al implementar los programas de REDD+, los países deberán identificar sinergias potenciales y *trade-offs* de aporte de beneficios.
4. El objetivo de este capítulo es presentar un enfoque para considerar los efectos de dos de los co-beneficios ambientales más importantes, los hidrológicos y de biodiversidad, sobre los costos de oportunidad de REDD+.¹ Es importante tener en cuenta que el capítulo no constituye un análisis definitivo del agua y de la biodiversidad. Más bien, en el presente se considera la importancia potencial de los servicios hidrológicos y de la biodiversidad dentro de un contexto de estimación de costos de oportunidad.

¹ La reducción de la pobreza, la mejora de la equidad social, el gobierno y los derechos humanos y de la población indígena son temas importantes relacionados con REDD+ que también han sido clasificados como co-beneficios. Para mayor información al respecto, sírvase referirse a Brown, y otros (2008) y Meridian Institute (2009). Por ejemplo, los créditos de MDL Gold Standard destacan los beneficios de carbono con beneficios de desarrollo sustentable. Para que un proyecto de MDL genere créditos de MDL Gold Standard, deben cumplirse los criterios específicos de desarrollo sustentable, más exigentes que los requisitos de la CMNUCC. Tales créditos son voluntarios y reciben un sobreprecio. Para mayor información, sírvase referirse a: www.cdmgoldstandard.org/

¿Qué son los servicios ambientales?

5. Los servicios ambientales o del ecosistema son los “beneficios que obtiene la gente a partir de los ecosistemas”. Los bosques, y el suelo en general, proporcionan numerosos servicios beneficiosos de ecosistemas que pueden agruparse en cuatro tipos básicos: suministro, regulación, culturales, y de soporte (tabla 8.1). Esta estructura integral de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2006) incluye los servicios que están centrados en:

1. *El análisis de costo de oportunidad:* servicios que proveen suministro en mayor medida
2. *El análisis de los co-beneficios:* provisión de agua y otros servicios de regulación, culturales y de soporte

Los beneficios más tangibles y directos provienen de los servicios de soporte y de suministro. Otros servicios menos tangibles, pero igualmente sustanciales, son los servicios culturales y las relaciones sociales asociadas y los medios de subsistencia. Debido a que son indirectos, dichos beneficios con frecuencia son ignorados. Considerar una variedad tal de beneficios, ayuda a desarrollar una mejor comprensión de muchos de los aportes del agua a los ecosistemas y a la sociedad.

Tabla 8-1 Servicios de los ecosistemas forestales

Servicio ambiental o del ecosistema	Ejemplo
<i>Suministro</i>	<i>Producción de alimentos y de agua (el enfoque del análisis del costo de oportunidad)</i>
Alimento	Productos forestales no madereros tales como frutas, bayas, animales
Agua	Provisión de agua de uso doméstico, industrial y agrícola
Fibra	Madera, cáñamo, seda, caucho
Combustible	Leña, carbón
<i>Regulatorio</i>	<i>Control de procesos naturales</i>
Clima	Regulación del ciclo mundial del carbono; regulación del clima local y regional (efectos del albedo, precipitaciones regionales, etc)
Inundaciones/sequía	Reducción del escurrimiento hidrológico superficial
Enfermedades	Área reducida de incubación de algunos vectores de enfermedades y de transmisión de enfermedades, tales como la malaria
Agua	Ciclo hidrológico
<i>Culturales</i>	<i>Los beneficios inmateriales obtenidos de los ecosistemas</i>
Estéticas	Escenario natural y paisajes
Espirituales	Significado espiritual de los bosques
Educativas	Recursos genéticos, biodiversidad
Recreativas	Turismo
<i>De soporte</i>	<i>Procesos naturales que mantienen otros servicios de los ecosistemas</i>
Ciclos de nutrientes	Flujo de nutrientes a través de la atmósfera, las plantas y los suelos
Formación del suelo	Material orgánico, retención del suelo
Polinización	

Fuente: Adaptado de UN-REDD, 2009.

6. Los servicios de los ecosistemas son interdependientes. La cantidad de un tipo de servicio de los ecosistemas con frecuencia está vinculada con otros servicios, especialmente con el bosque. Las áreas de conservación con alta prioridad tienden a generar servicios múltiples con interrelaciones intensas. No obstante, ciertos estudios han mostrado niveles cambiantes de interdependencia entre servicios. En algunos casos, existe una relación menor o inversa, según los tipos de servicios. Por ejemplo, los costos compartidos o “des-beneficios” pueden surgir a partir de las prácticas de manejo del suelo que aumenten la densidad del carbono. La biodiversidad puede ser menor dentro de las plantaciones forestales de monocultivo.

7. Es importante considerar la identificación de tales efectos negativos potenciales dentro de una estrategia nacional de REDD+. Al igual que los co-beneficios, los costos compartidos son consecuencias específicas del lugar y por ello, lo mejor es analizarlas caso por caso.

¿Cómo se calculan los co-beneficios?

Un enfoque pragmático

8. Para abordar con eficacia los co-beneficios de los ecosistemas a nivel nacional se requiere rapidez y precisión.

Nivel 1: Participar e Identificar

9. Un primer paso en la evaluación de los co-beneficios de los ecosistemas forestales es especificar los servicios de los ecosistemas a evaluar. Debido a la amplia variedad de servicios potenciales, las prioridades por país probablemente diferirán. Un amplio sector incluyendo organismos públicos, ONG, el ámbito académico y la sociedad civil debería estar involucrado en el proceso de identificación para asegurar el sentido de propiedad nacional.

Ejemplos: análisis nacionales de deficiencias dirigidos por Partes de la CDB.²

Nivel 2: Asignar prioridades y localizar

10. Un segundo paso en la evaluación de los co-beneficios consiste en localizar áreas con altos niveles de beneficios de los ecosistemas. Tal proceso requiere la combinación de opiniones diversas y diferentes tipos de datos. Los análisis mundiales y regionales, que se presentan a continuación, pueden complementar análisis nacionales o adaptarse para éstos.

Ejemplos: zonas de singular riqueza en biodiversidad, áreas de captación en zonas cuenca arriba de centros urbanos.

Nivel 3: Calcular Cuantitativamente Valores Económicos

11. Un tercer paso en el cálculo de los co-beneficios es calcular su valor económico. Dicha información permitirá efectuar una comparación directa en diferentes servicios de ecosistemas. No obstante, los valores económicos no reflejan todos los valores de tales servicios. Adicionalmente, los *trade-offs* con frecuencia son difíciles de valorar. Si bien los valores económicos pueden guiar las decisiones políticas, es probable que otros valores no económicos ejerzan una influencia.

Co-beneficios hidrológicos

12. Los usos de la tierra afectan el agua y los beneficios relacionados de muchas maneras. La Tabla 8.2 resume una variedad de beneficios hidrológicos que se derivan de dos marcos de análisis: la cooperación fluvial internacional (Sadoff yrey, 2005) y los servicios de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). El concepto de ecosistema proporciona un enfoque integral para el análisis y para la acción sobre los vínculos entre las personas y los servicios ambientales.

² El Análisis de Deficiencias del Programa de la CDB de Trabajo sobre Áreas Protegidas (PoTAP): herramienta para identificar sitios potenciales para una acción de REDD+ <http://cdn.www.cbd.int/doc/programmes/cro-cut/pa/pa-redd-2008-12-01-en.pdf>

Tabla 8-2 Beneficios y servicios hidrológicos

Tipos de beneficios	Beneficios/servicios hidrológicos	Tipo de servicio ambiental (contribución al bienestar)
Beneficios incrementales al agua	Cantidad, calidad, regulación del agua, conservación del suelo, ecología/biodiversidad	Soporte/Regulatorio
Beneficios incrementales a partir del agua	Energía hidráulica, agricultura, pesca, administración de inundaciones-sequías, navegación, agua dulce para uso doméstico	Aprovisionamiento
	Espirituales y religiosos, recreación y turismo, estéticos, inspiradores, educativos, sentido de lugar, herencia	Cultural
Reducción de costos en virtud del agua	Cooperación en lugar de conflicto, desarrollo económico, seguridad alimentaria, estabilidad política	Cultural (relaciones sociales y seguridad)
Beneficios incrementales más allá del agua	Integración de infraestructura regional, de mercados y del comercio, estabilidad regional	

Fuente: White, y otros 2008, adaptado de Sadoff y Grey (2005) y MEA (2003).

Identificar Beneficios

13. Otra forma de interpretar al agua es desde una perspectiva de cuenca. Tal enfoque también ayuda a vincular los servicios ambientales generados a partir de un uso de la tierra, en especial los bosques. Las decisiones sobre el uso de la tierra pueden afectar la provisión de los servicios ambientales de cuenca. Bruijnzeel (2005) realiza una revisión de los vínculos del agua en los bosques. No obstante, los desacuerdos son habituales en relación con la medida y la naturaleza de los efectos (Calder, 2005; van Noordwijk, 2005). La vinculación entre el agua y los bosques con frecuencia también se debate y numerosos resultados científicos refutan las creencias comunes-.³

14. El uso de la tierra afecta los servicios de las cuencas al tener un efecto sobre:

1. La cantidad o la producción total de agua (caudal)
2. La regularidad del flujo (regulación)
3. La calidad del agua
 - i. Ausencia de sedimentación por la erosión
 - ii. Ausencia de polución por aguas residuales (por ejemplo, estiércol) y escurrimiento de fertilizantes.

³ Este apartado se basa en gran medida en Porras, y otros (2008) y Pagiola, comunicación personal, (2010).

15. La importancia relativa del servicio de las cuencas depende de las condiciones específicas del sitio, el tipo de cambio en el uso de la tierra, y en el tipo de usuario del agua ubicado dentro de la cuenca. Los diferentes usuarios del agua tienen necesidades diversas, determinando con ello el tipo de servicios de agua requeridos. Por ejemplo, un sistema doméstico de provisión de agua requiere agua limpia y un flujo constante. En cambio, la calidad del agua es mucho menos importante para una planta de energía hidroeléctrica. No obstante, es importante reducir la carga de sedimentos para el depósito de almacenamiento.

Cantidad o producción total de agua

16. Los bosques pueden reducir *los flujos anuales o las cantidades* de agua. Los experimentos basados en las observaciones y los fundamentos teóricos confirman que el incremento de la evapotranspiración de los bosques reduce los flujos anuales (Calder, 1999). Los bosques pierden una mayor cantidad de agua a través de la evaporación que otra vegetación más baja, incluyendo los cultivos. En condiciones de sequía, las raíces más profundas de los árboles permiten a los bosques acceder al agua en el suelo. Por ello, las pérdidas de agua de los bosques son mayores en climas secos. Los experimentos muestran que la evaporación de los bosques de eucaliptos puede ser el doble que las de los cultivos agrícolas.

17. Los bosques también pueden aumentar los flujos totales de agua. En el caso de bosques nubosos, la evidencia sugiere que el incremento de la producción de agua de la interceptación de las nubes (gotas de niebla en la vegetación, en ocasiones denominadas *lluvia horizontal*) compensa porcentajes más altos de evapotranspiración (Bruijnzeel, 2001)

Regularidad del flujo

18. El impacto de los bosques en la *regulación del flujo hidrológico* tampoco es claro. La creencia común ampliamente aceptada de que los bosques actúan como “esponjas” que absorben y liberan gradualmente el agua, no está fundamentada con vasta evidencia. En teoría, los bosques tienen dos efectos opuestos en los flujos de nivel de base: (1) los bosques naturales tienden a tener una infiltración de agua mayor, la cual posibilita una recarga mayor del agua del suelo y mayores flujos en estación seca, e (2) interceptación y transpiración incrementadas durante los períodos de sequía que incrementan los déficits en la humedad del suelo y reducen los flujos de la estación seca.

19. Los casos en que la deforestación reduce la provisión estacional de agua tienden a ser específicos del lugar debido a diferentes factores. El tipo de especie de árbol, los nuevos usos del suelo y las prácticas de administración relacionadas afectan los resultados de la relación bosques – flujo hidrológico. La interceptación de las nubes en cuencas superiores también puede contribuir a los flujos incrementados de la estación seca (Bruijnzeel, 2001).

No obstante, una investigación en Costa Rica indica que la suma de la captura podría ser relativamente baja en comparación con otros usos de la tierra (Bruijnzeel, 2005).

20. Las prácticas comunes de manejo de los usos no forestales de la tierra constituyen una causa principal de la reducción en los servicios hidrológicos. Por ejemplo, en el caso en que la deforestación está asociada a la alta compresión de la tierra (de carreteras, caminos o pastizales), la escorrentía de agua puede surgir por otros motivos además de la disminución de la evapotranspiración. En forma similar, los suelos expuestos por la labranza y por el pastoreo excesivo con frecuencia generan aumentos de escorrentía junto con la erosión del suelo y la sedimentación aguas abajo.

21. El bosque puede ayudar a *reducir los riesgos de inundaciones* en supuestos de lluvia de “intensidad normal”. El público considera que los bosques poseen beneficios significativos en términos de la reducción de inundaciones. En teoría, los bosques pueden contribuir a reducir las inundaciones mediante la remoción de parte de las precipitaciones de tormenta y permitiendo la generación de déficits de humedad del suelo a través de la evapotranspiración aumentada y la interceptación de la lluvia. Los efectos esperados se consideran más significativos para las tormentas pequeñas y menos significativos para las tormentas más grandes.

22. Por otra parte, las actividades de explotación forestal pueden incrementar las inundaciones a través de la tala de alto impacto, las prácticas de drenado, y la construcción de carreteras, obteniendo como resultado una densidad creciente de corriente y la compactación del suelo durante la tala. Algunos de los primeros estudios hidrológicos muestran pocos vínculos entre el uso de la tierra y el flujo de tormentas. Las investigaciones recientes respaldan una relación auténtica que, no obstante, únicamente existe en cuencas más pequeñas y durante acontecimientos menores. El tipo y la administración del bosque pueden afectar la medida en que los bosques absorben el exceso de agua durante los períodos de lluvias. En áreas de captación de mayores dimensiones, la inundación ocurre en numerosas cuencas permitiendo la nivelación de las crecidas. En el caso de tormentas prolongadas e intensas, inclusive las cuencas de grandes dimensiones generarán inundaciones, pero ello probablemente ocurrirá inclusive en cuencas forestales (Bruijnzeel y Bremmer, 1989).

Calidad del agua

23. La relación entre el bosque y la *erosión reducida* tampoco es directa. Existe una creencia generalizada de que los índices altos de infiltración del agua relacionados con los bosques naturales y mixtos reducirá el escurrimiento de la superficie – y, con ello, la erosión. Adicionalmente, las raíces de los árboles pueden vincular suelos y con ello reducir la susceptibilidad de éstos a la erosión, especialmente en áreas con pendientes muy pronunciadas. Los árboles también ayudan a reducir el impacto de la lluvia en los suelos, y con ello a reducir el desplazamiento de partículas del suelo. Los datos también sugiere que

los bosques son menos importantes que otros factores, tales como la cobertura terrestre, la composición del suelo, el clima, el tamaño de las gotas de lluvia, la pendiente del terreno y de las laderas, en la determinación de los índices de erosión.

24. Para cualquier serie de condiciones dada, no obstante, una parcela forestal normalmente generará menos erosión. Asimismo, es importante tener en consideración que la calidad del agua también puede verse afectada por otros factores no relacionados con el uso de la tierra. Los efluentes no tratados de los centros urbanos o de industrias constituyen una fuente principal de contaminación no relacionada con la conservación forestal.

25. Los bosques *reducen la sedimentación* en algunas circunstancias. La acumulación de sedimentos depende de una variedad de factores específicos del lugar, que incluyen: el tamaño de las cuencas, la geología local, la topología, la estabilidad de los márgenes de los ríos, y los usos del suelo y las redes de carreteras (Chomitz y Kumari, 1998). Los bosques tienen dos roles potenciales. Según el primero de ellos, los bosques tienden a ser menos erosivos que la mayoría de los usos alternativos de la tierra. No obstante, los bosques degradados también pueden ser una fuente significativa de sedimentos. En segundo término, los bosques ubicados en corredores ribereños pueden interceptar sedimentos erosionados en otros sitios antes de que alcancen las vías navegables.⁴ Si bien los cambios en el uso de la tierra pueden tener impactos significativos en la sedimentación, se necesita efectuar una comparación entre los niveles existentes y los anteriores al cambio en el uso de la tierra. Muy pocos estudios empíricos han considerado todas las variables relevantes.

26. Comúnmente se cree que los sistemas radicales amplios de los bosques ayudan a mantener el suelo firmemente en su lugar y a resistir los *desprendimientos de tierra*. No obstante, esta noción sólo es cierta mayormente en el caso de desprendimientos de tierra poco profundos. Los desprendimientos de tierra de grandes dimensiones no se relacionan necesariamente con la existencia de bosques.

27. Los ecosistemas naturales saludables, incluyendo los bosques, ayudan a mantener los *hábitats acuáticos*. Los bosques tienen un impacto positivo sobre la salud de la población acuática en los ríos, los lagos, y a lo largo de las costas a través del control de la sedimentación, las cargas de nutrientes, la temperatura del agua y la turbidez del agua (Calder, 2005). En cambio, la alta sedimentación y las cargas de nutrientes de algunos usos agrícolas del suelo son particularmente dañinos, y causan la eutrofización y la proliferación de algas que provocan la falta de oxígeno y de luz solar en la vida acuática.

⁴ Este segundo rol fue omitido en el análisis de Porras, et al. (2008), pero puede ser muy importante (Pagiola, comunicación personal).

Cuantificación de beneficios

28. Este apartado tiene por objetivo dar un cierre con un enfoque mucho más positivo, indicando los tipos de servicios que en líneas generales se espera de los bosques, en comparación con las alternativas más comunes de pastizales y cultivos. La erosión reducida y la alta calidad del agua figurarían probablemente en los primeros lugares de esa lista, con un cuestionado segundo lugar compuesto por el riesgo reducido de inundaciones a nivel local, y el flujo mejorado en la estación seca.

29. Los beneficios de los servicios ambientales acuático pueden calcularse de muchas formas diferentes, que van desde los enfoques participativos hasta los análisis mundiales intensivos de datos. La herramienta *Rapid Hydrological Appraisal* (Jeanes, y otros 2006; van Noordwijk, 2006) combina ambos. El enfoque relaciona conocimientos de los vínculos entre el suelo y el agua desde modelos de simulación informática entre el paisaje y la hidrología, con las percepciones de las funciones de la cuenca que tienen los involucrados. Mediante la utilización de técnicas de evaluación rural participativa, la herramienta explora las percepciones de los involucrados sobre:

- La severidad de los problemas de las cuencas en relación con los usos de la tierra
- Las contribuciones positivas generadas a partir de las prácticas específicas de usos de la tierra
- El potencial de compensación por el apoyo de acciones positivas preliminares.

30. La evaluación se desarrolla durante un período de seis meses, y tiene cinco pasos:

- mes 1: comienzo y reconocimiento de los involucrados y de los temas;
- meses 2–4: recopilación de datos de línea de base de la bibliografía y de los informes existentes (trabajo de escritorio);
- meses 3–4: recopilación de datos de línea de base (trabajo de campo): análisis espacial, análisis participativo del paisaje, investigaciones sobre los conocimientos locales y de los generadores de políticas sobre ecología;
- meses 3–5: procesamiento de datos en modelado y preparación de escenarios;
- mes 6: comunicaciones y refinamiento de las conclusiones.

Co-beneficios de la biodiversidad

31. ¿Qué les sucede a los costos de oportunidad de REDD+ cuando los bosques tienen un alto valor de biodiversidad? Como la biodiversidad de los bosques puede generar beneficios económicos, la diferencia entre la rentabilidad de los usos forestales y los no forestales de la tierra es menor. Por ello, los costos de oportunidad de un programa de REDD+ son menores. Asumiendo que los propietarios de la tierra obtienen rentabilidad a

partir de la biodiversidad, se necesita invertir menos fondos para recompensarlos por conservar los bosques (y la biodiversidad).

32. La biodiversidad puede aminorar la necesidad de proyectos de REDD+. En algunos bosques con biodiversidad de gran relevancia, el valor del hábitat forestal podría exceder el valor generado por cualquier otro uso de la tierra.⁵ Los turistas, por ejemplo, con frecuencia están dispuestos a pagar por ver los gorilas de las montañas o la vida silvestre de la jungla en los parques nacionales. Si los beneficios de la biodiversidad se reflejan en los retornos que generan los administradores de la tierra de un área determinada, dichos beneficios no se consideran co-beneficios, ya que pueden ser incluidos en los cálculos de los costos de oportunidad. No obstante, los acuerdos sobre la tenencia de la tierra pueden complicar tales cálculos debido a que muchos bosques son áreas protegidas, y en virtud de ello los habitantes locales tienen derechos que van desde ninguno de ellos hasta el uso limitado.

33. Un país, ¿debería considerar a la biodiversidad como un co-beneficio para sí o no? Con la generación de servicios hidrológico al evitar la deforestación, los mejoramientos relacionados proporcionan beneficios dentro de un país (por ejemplo, agua más limpia, menores riesgos de inundación, etc.).⁶ Por ello, tiene sentido para un país intentar de fomentar estos beneficios. En cambio, la biodiversidad es diferente. La mayor parte de los beneficios se disfrutan fuera del país. Como en el caso del secuestro de carbono, la biodiversidad es un beneficio principalmente mundial. Por ello, es poco probable que un país dedique iniciativas para asegurar estos beneficios a menos que se lo retribuya por hacerlo.

34. Afortunadamente, la mayoría de los países ya han preparado análisis detallados de prioridad de conservación de la biodiversidad, bajo sus Planes Nacionales de Acción de Biodiversidad y bajo otros programas. De este modo, los planificadores de REDD+ pueden utilizar estos planes existentes mediante la adaptación de los mapas relacionados a los análisis del uso de la tierra de REDD+.

35. La variedad y la complejidad de las plantas y de los animales dentro de un bosque genera problemas de identificación y cuantificación de la biodiversidad. Desde la década de 1950, los debates sobre la medición de la biodiversidad han sido la temática central de gran parte de la bibliografía sobre ecología. Esta falta de consenso también tiene implicancias importantes para calcular el valor de la conservación de la biodiversidad. Cualquier medida de la eficacia de los costos utilizada para guiar inversiones en conservación debe tener un índice o un grupo de índices de cambio en la biodiversidad (Pearce y Moran, 1994). De manera similar, sin medidas precisas sobre co-beneficios de la biodiversidad, las

⁵ En tales casos, los costos de oportunidad de REDD+ teóricamente podrían ser negativos.

⁶ Y, en ocasiones desde otros países, como en el caso de los ríos transfronterizos.

inversiones en REDD+ basadas en los costos de oportunidad pueden no ser justificadas. A continuación, se consideran aspectos de la medición y la valuación de la biodiversidad.

Identificación de la biodiversidad: ¿Qué es la biodiversidad?

36. La *diversidad biológica*, o *biodiversidad*, es la variedad de plantas, animales y microorganismos vivientes en la Tierra. La biodiversidad se utiliza para describir una amplia variedad de vida: desde los genes hasta los ecosistemas. La biodiversidad difiere de la reserva mundial de recursos biológicos, un término más antropocéntrico para denominar a los bosques, los humedales y los hábitats marinos. Los recursos biológicos son elementos de la biodiversidad normalmente conocidos que mantienen usos humanos actuales o potenciales.

37. La biodiversidad es importante para la estabilidad y el funcionamiento del ecosistema. La estabilidad del ecosistema tiene dos componentes: resistencia y capacidad de recuperación. La resistencia es la capacidad de un ecosistema de “absorber un shock”, la aptitud para soportar el cambio ambiental. En cambio, la capacidad de recuperación es la aptitud de un ecosistema para volver a su estado previo o “resurgir” luego de haber sido afectado seriamente. La pérdida de biodiversidad normalmente afecta tanto a la resistencia como a la capacidad de recuperación del ecosistema.

38. La alteración o la conversión de los hábitats naturales a tierras agrícolas es una causa principal de pérdida acelerada de biodiversidad.⁷ La conversión de los bosques modifica fuertemente o simplifica un ecosistema. Las prácticas agrícolas modernas, con frecuencia la producción de monocultivos, son un caso extremo de simplificación.

39. Los impactos potenciales de la extinción y la reducción aceleradas de la biodiversidad pueden diferenciarse en una etapa temprana y en una posterior. A largo plazo, los procesos de selección natural y de evolución pueden verse afectados por una base de recursos disminuida, simplemente debido a que nacen menos especies. No se conocen las implicancias de la reducción de especies para la integridad de numerosos ecosistemas importantes. La posible existencia de umbrales de disminución, el colapso del sistema relacionado, y el alto impacto en el bienestar social relacionado, constituyen potencialmente los peores resultados en cualquier horizonte temporal. De manera más inmediata, el empobrecimiento de los recursos biológicos en muchos países también puede

⁷ Las pérdidas también pueden ser generadas por:

1. explotación excesiva de una especie en particular, especialmente de alto valor económico,
2. consecuencias de la invasión de especies ajenas, inclusive enfermedades,
3. impactos de los factores contaminantes,
4. extinción de especies de compañía esenciales (por ejemplo, polinizadores, dispersores de frutos o de semillas),
5. cambio climático.

Estas causas de pérdida se encuentran fuera del ámbito de REDD.

interpretarse como un antecedente del deterioro de la comunidad o de la diversidad cultural (Harmon, 1992).

Cuantificación de la biodiversidad

40. La generación de medidas de biodiversidad que puedan utilizarse en la adopción de decisiones políticas continúa siendo un desafío. Existen una serie de factores que pueden ocasionar problemas. La determinación de la presencia de una especie o ecosistema en un lugar específico no es una tarea simple. Ni las especies ni los ecosistemas tienen límites distintivos y claros. Si bien se han identificado y se identifican continuamente numerosas especies,⁸ en algunas ocasiones, la definición de una especie en particular o del límite entre especies se debate y se somete a revisión (Gaston y Spicer, 1998). Los ecosistemas presentan problemas similares. Mientras que la identificación de ecosistemas ha mejorado con la tecnología de sistemas de información geográfica (World Resources Institute, 2009), efectuar distinciones entre ecosistemas puede ser difícil. Es más, los ecosistemas pueden ser un objetivo móvil debido a que el cambio climático puede tener efectos generalizados (UNEP, 2008).

41. Resumiendo, la medición de la biodiversidad es compleja. La biodiversidad es multidimensional en su escala (que va desde los genes hasta los ecosistemas) y tiene diferentes características o atributos. Con frecuencia se utilizan tres características para medir la biodiversidad: estructura, composición y función, cada una de ellas a diferente escala. La estructura es el patrón o la organización física de los componentes biológicos. La composición es su identidad o variedad. La función se refiere a los procesos ecológicos y evolutivos.

⁸ Se han identificado entre 1,5 y 1,75 millones de especies (Lecointre y Le Guyader, 2001). Los científicos calculan que las especies descritas científicamente representan sólo una parte del número total de especies de la Tierra. Todavía quedan por descubrir muchas especies, muchas son conocidas por los científicos pero no han sido descritas formalmente. Los científicos calculan que el número total de especies en la Tierra podría variar desde alrededor de 3,6 millones hasta 117,7 millones, siendo de 13 a 20 millones el rango citado más frecuentemente (Hammond, 1995; Cracraft, 2002).

Recuadro 8-1 Enfoques de medición de la diversidad biológica en diferentes escalas

(adaptado de Putz, y otros, 2000)

Escala	Enfoque de medición		
	Estructura	Composición	Función
Paisaje Mosaicos regionales de usos de la tierra, tipos de ecosistema	Áreas de diferentes secciones de hábitats; vinculaciones entre secciones; relaciones perímetro-área	Identidad, proporciones y distribución de diferentes tipos de hábitats	Persistencia de las secciones (o movimiento); flujos entre secciones de especies, energía y otros recursos
Ecosistema Interacciones entre los miembros de una comunidad biótica y el medio ambiente	Biomasa vegetativa, propiedades estructurales de la tierra	Reservas bio-geoquímicas	Procesos, inclusive , bio-geoquímicos y ciclos hidrológicos
Comunidad Grupos funcionales (por ejemplo, colonias) y tipos de conexiones que tienen lugar en el mismo área, y que interactúan fuertemente a través de relaciones bióticas	Vegetación y estructura trófica*	Abundancia relativa de especies y de grupos funcionales	Flujos entre tipos de secciones, perturbaciones (tales como incendios e inundaciones), procesos en serie, interacciones de especies
Especies/población Variedad de especies vivas y las poblaciones que las integran a escala local, regional o mundial	Estructura de la edad de la población o distribuciones de la abundancia de especies	Especies particulares **	Procesos demográficos tales como la muerte y el reclutamiento.
Gen Variabilidad dentro de una especie: variación en los genes dentro de una especie, subespecie o población en particular.	Heterocigosidad o distancias genéticas entre las poblaciones	Alelos y sus proporciones	Flujo de genes, desviación genética o pérdida de diversidad alélica.

* posición que ocupa un organismo en la cadena alimentaria.

** puede referirse a aspectos de niveles mínimos de seguridad.

Índices de medición

42. La riqueza de especies y la uniformidad de especies se utilizan comúnmente como medidas de diversidad (Magurran, 1988). Ambos índices se basan en la identificación y el recuento de especies. Además de las desventajas de la identificación mencionadas anteriormente, el uso del índice se basa en la presunción de que todas las especies presentes en una parcela pueden contarse. El número total de especies, no obstante, es demasiado alto y no hay certeza de que cada una de ellas haya sido encontrada. Para ejemplificar la dificultad, un centímetro cúbico de suelo contiene tantos microbios que se requerirían años de análisis para describirlos exhaustivamente.

43. Debido a que no es posible medir integralmente la biodiversidad, existe un debate permanente en relación con la pregunta sobre qué grupos de organismos se deben muestrear. Se considera que estos subgrupos de biodiversidad sustituyen la biodiversidad general. Las plantas son importantes, ya que son los principales productores en un ecosistema y los animales dependen de ellas para obtener comida, refugio, etc. A las

especies de plantas vasculares ⁹ se las conoce bastante bien (por ejemplo, comparadas con los hongos).

44. Ciertos grupos de animales (por ejemplo, las aves y las mariposas) han sido bien estudiados y normalmente se los utiliza como taxón indicador. La elección de estos animales, no obstante, por lo general ha respondido a consideraciones prácticas como su visibilidad (y su audibilidad, en el caso de las aves), y al hecho de que su taxonomía y biología han sido relativamente bien estudiadas. El recuento del número de especies animales dentro de una parcela debería efectuarse cuidadosamente, cualquiera sea el grupo que se haya elegido. Es posible que algunos ejemplares sean visitantes temporarios, y no residentes permanentes en una parcela. Asimismo, los usos de la tierra con diferente vegetación pueden afectar la visibilidad (por ejemplo, pueden verse más aves en una pradera abierta que en un sistema agroforestal complejo con vegetación densa).

Diversidad de la composición

45. La riqueza de las especies es la medida más simple de la biodiversidad. La riqueza (o la diversidad) se refiere a la presencia o la ausencia de especies en una parcela y el número total de especies para un grupo en particular. El Recuadro 8.2 presenta análisis de la riqueza de especies para tres sitios de ASB. El Índice Simpson es una medida que determina la riqueza y el porcentaje de cada subespecie de una muestra de biodiversidad dentro de un área. El índice asume que la proporción de individuos en un área indica su importancia para la diversidad.

⁹ Plantas superiores que tienen tejidos lignificados (por ejemplo, helechos, arbustos, árboles).

Recuadro 8-2 Riqueza de las especies de plantas en los márgenes de los bosques tropicales.

Los científicos de ASB utilizaron un nivel mínimo de datos recolectados en todos los sitios: el número de especies de plantas por parcela estándar (40 x 5 m). En la Tabla 8.3 se exhiben los resultados de las coberturas terrestres forestales y derivadas del bosque en tres continentes.

Tabla 8.3. Riqueza de especies de plantas en los usos de la tierra en tres sitios ASB

Uso de la tierra	<u>Número de especies de plantas dentro de una parcela de 200 m²</u>		
	Brasil	Camerún	Indonesia
Bosques forestales	63	103	111
Bosques administrados	-	-	100
Bosques talados	66	93	108
Explotación forestal extensiva	47	71	112
Explotación forestal intensiva	-	63	66
Sistemas forestales simples	25	40	30
Agricultura de tumba y roza	36	54	43
Agricultura de barbecho	26	14	39
Cultivos anuales continuos	33	51	15
Pastizales/pradera	23	25	11
Pastizal intensivo	12	-	-

46. Los bosques normalmente tienen niveles significativamente más altos de riqueza de especies vegetales. No obstante, las perturbaciones a los bosques pueden aumentar la diversidad. Luego de la tala, las especies nuevas pueden hacer que los cálculos de biodiversidad sean mayores que los cálculos de los bosques vírgenes (Cannon, y otros, 1998).

Diversidad estructural

47. La uniformidad de las especies es una medida de la estructura. La uniformidad es la abundancia relativa con la cual se representa a cada especie dentro de un área determinada. El índice Shannon-Wiener considera la riqueza de subespecies y la proporción de cada subespecie. El índice aumenta tanto al tener especies únicas adicionales, o una mayor uniformidad de especies. El índice también se denomina índice Shannon o Shannon-Weaver.

48. Un índice de riqueza de especies explica las diferencias evolutivas entre las especies mediante la asignación de pesos a taxones de especies. Las diferencias en la composición

genética se determinan mediante árboles genealógicos. No obstante, el análisis taxonómico requiere datos y puede que no sea un enfoque viable para la evaluación de la biodiversidad.

Diversidad funcional

49. La medición únicamente de especies con frecuencia se considera inadecuada para calcular la biodiversidad. El análisis de funciones, o la forma en que las plantas y los animales se han adaptado a su entorno, es un concepto útil para medir la biodiversidad. Las plantas y los animales son clasificados de acuerdo con sus funciones: lo que hacen y cómo lo hacen. Por ejemplo, la clasificación de organismos subterráneos puede basarse en grupos de animales que cumplan funciones de descomposición dentro de un ecosistema, convirtiendo las hojas caídas en otra sustancia orgánica del suelo. Las aves pueden clasificarse en grupos funcionales (colonias) según sus hábitos alimenticios (interacciones tróficas). Las especies pertenecen a ciertas “colonias de dieta” según lo que comen (por ejemplo, frutos, néctar, insectos o semillas), o a ciertas “colonias de búsqueda”, según dónde se alimenten (por ejemplo, en la copa de los árboles, en la vegetación de monte bajo, o en el suelo). Los usos del suelo pueden compararse según el porcentaje de especies que entren dentro de cada colonia.

50. Las plantas también pueden clasificarse en grupos funcionales. Los rasgos adaptativos (es decir, las características que han desarrollado las plantas para explotar o hacer frente a las condiciones de un ambiente en particular) probablemente sean semejantes dentro de ecosistemas similares – en cualquier continente. Por ello, es probable que los tipos funcionales similares realicen las mismas actividades (y ocupen el mismo tipo de nicho) en los bosques de África, Asia o América Latina. Por ejemplo, en todos los continentes, los primeros árboles (pioneros), que crecen en un terreno abierto y tienen hojas de gran tamaño, pertenecen a diferentes familias de plantas. No obstante, los tipos funcionales de plantas son comparables en los continentes en diferentes partes de los trópicos de las llanuras.

Un enfoque compuesto para calcular la biodiversidad

51. El índice V calcula la similitud entre un uso de la tierra y el bosque natural. Es un índice de vegetación calculado utilizando un conjunto de variables basadas en las plantas que tienen una alta correlación con los usos de la tierra, la riqueza de plantas y animal y la disponibilidad de nutrientes del suelo (Gillison, 2000b). El índice también puede usarse como un indicador del impacto del uso de la tierra sobre la biodiversidad y se basa en tipos taxonómicos y funcionales de las plantas (TFPs) que son clave y estructurales de la vegetación. El índice no es una medida directa de la biodiversidad; sino en mayor medida, un indicador para caracterizar los hábitats o los lugares. Sin embargo, el índice V incluye medidas de la estructura de la vegetación, lo que es importante para la determinación de la biodiversidad. Las medidas constitutivas utilizadas para calcular el índice V son:

- Altura media de la cubierta de los árboles,
- Área basal (m² / ha),
- Número total de especies de plantas vasculares,
- Número total de TFP o de modos funcionales
- La proporción de riqueza de especies de plantas para la riqueza de TFP (especies/proporción de modos)

52. El índice se calcula utilizando una técnica denominada escala multidimensional. Los resultados se reducen a escala entre 0,1 y 1, siendo 1 el valor del bosque natural. Por ello, cada valor del índice que representa un uso de la tierra indica en qué medida dicha cobertura terrestre difiere del bosque natural local, lo que sirve como punto de referencia. Una ventaja del enfoque del índice V- es que las mediciones en el campo son fáciles de realizar (sin equipo de alta tecnología). Sin embargo, se necesita un ordenador para convertir las mediciones individuales a una medida de índice. Las instrucciones por etapas relativas a la selección de los datos a recolectar, y cómo efectuar el análisis con el software, se encuentran en el manual VegClass (Gillison, 2000b).

53. El índice V fue calculado para un espectro de usos de la tierra de márgenes forestales en Camerún, Indonesia y Brasil. El índice se corresponde estrechamente con los impactos observados del uso de la tierra sobre la biodiversidad, la producción de cultivos y el tiempo relacionado desde la tala de árboles. Por ejemplo, en todas las unidades de superficie, el índice V tiende a ser el máximo para bosques primarios, decrece a través de bosques secundarios y talados, luego los sistemas de explotación forestal compleja, las plantaciones forestales y los sistemas de barbecho, y alcanza el mínimo en los sistemas de cultivos agrícolas anuales, praderas y pastizales. Los sistemas de explotación forestal compleja basados en cultivos forestales económicamente rentables presentan una similitud mucho mayor con los bosques que las plantaciones de monocultivo de los mismos cultivos forestales. En Camerún, el cacao de la jungla tiene un valor de índice V mayor que la plantación de cacao (Figura 8.1). De manera similar, en Indonesia, el valor del índice V- del caucho de la jungla es mayor que el de la plantación de caucho (Figura 8.2).

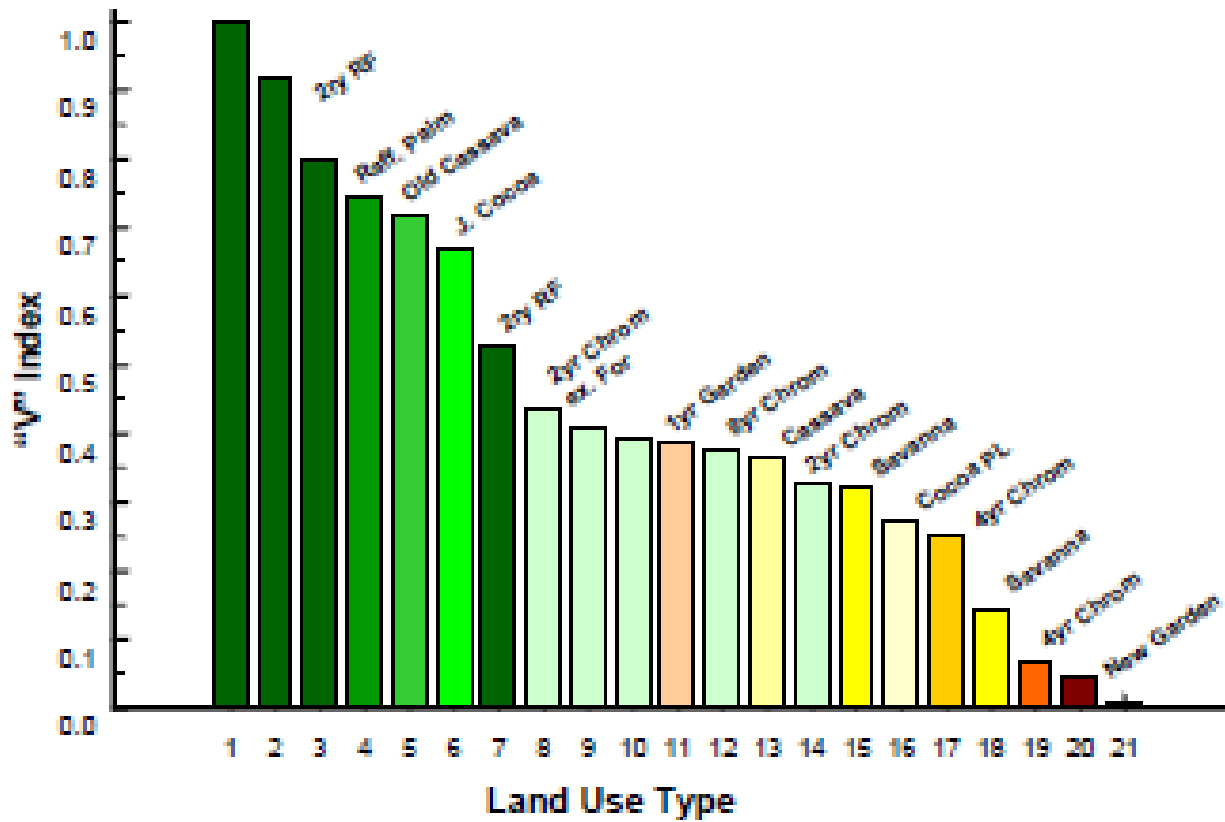


Figura 8-1 Valores del índice V para los usos de la tierra en Camerún.

RF: selva tropical; Raff. palm: palma de rafia; J. cocoa: cacao de jungla; Chrom: *Chromolaena odorata* (barbecho); Cocoa PL: plantación de cacao (monocultivo).

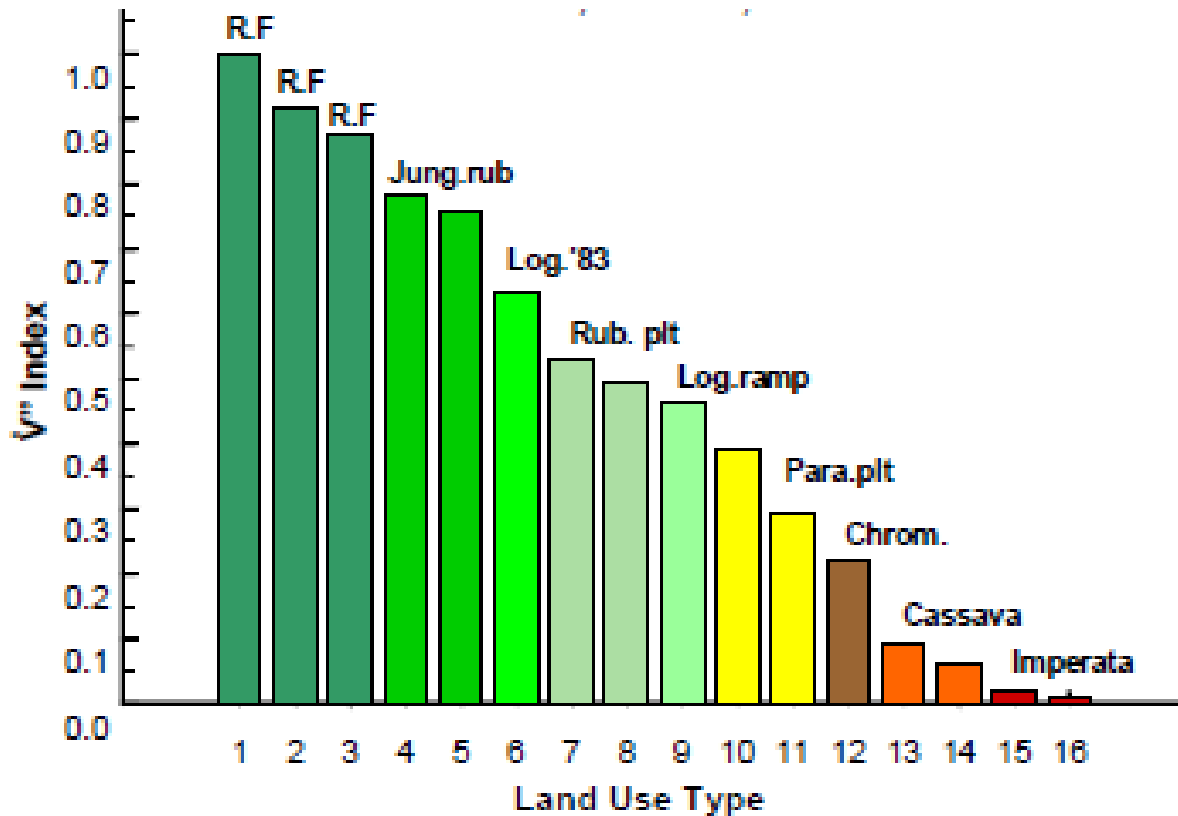


Figura 8-2 Valores del índice V para los usos de la tierra en Indonesia.

RF: selva tropical; Jung.rub: caucho de la jungla; Log.'83: selva tropical talada en 1983; Rub.plt.: plantación de caucho; Log.ramp: rampa de carga; Para.plt: plantación de *Paraserianthes falcataria*; Chrom.: *Chromolaena odorata*.

54. En síntesis, el índice V es una medida de la complejidad de la vegetación. La biodiversidad está relacionada efectivamente con la complejidad estructural y la cantidad de nichos ecológicos disponibles para plantas y animales.

Comparación de cálculos de biodiversidad en diferentes escalas

55. Si bien las mediciones de la diversidad pueden expresarse por unidad de superficie, no son fáciles de convertir a otras unidades de superficie (Rosenzweig, 1995). Dicho de otro modo, los cálculos de biodiversidad a nivel de paisaje no pueden estimarse simplemente mediante la suma de una serie de cálculos de parcelas. Es posible que la misma especie se encuentre en una cantidad de parcelas, y tal procedimiento conduciría a una contabilización múltiple. Debido a que la biodiversidad se muestrea en áreas cada vez más extensas de un ecosistema en particular, la cantidad de especies adicionales observadas aumentará, pero a una tasa decreciente (Figura 8.3). Eventualmente, la curva se nivela, lo que significa que si bien el área puede aumentar, no se encontrará ninguna especie nueva.

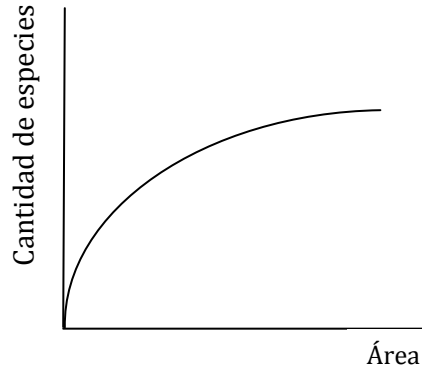


Figura 8-3 Curva especies-área

Recuadro 8-3 Advertencia acerca de las especies y las curvas

El escalamiento de las relaciones (la forma de la curva especie-área) puede diferir entre tipos de vegetación (Figura 8.4) o entre tipos de especies. Ello puede deberse a diferencias fundamentales en la ecología de las especies o en el tipo de vegetación. Por ello, la comparación de la riqueza de especies por parcela es válida sólo para parcelas del mismo tamaño en dos usos diferentes de la tierra.

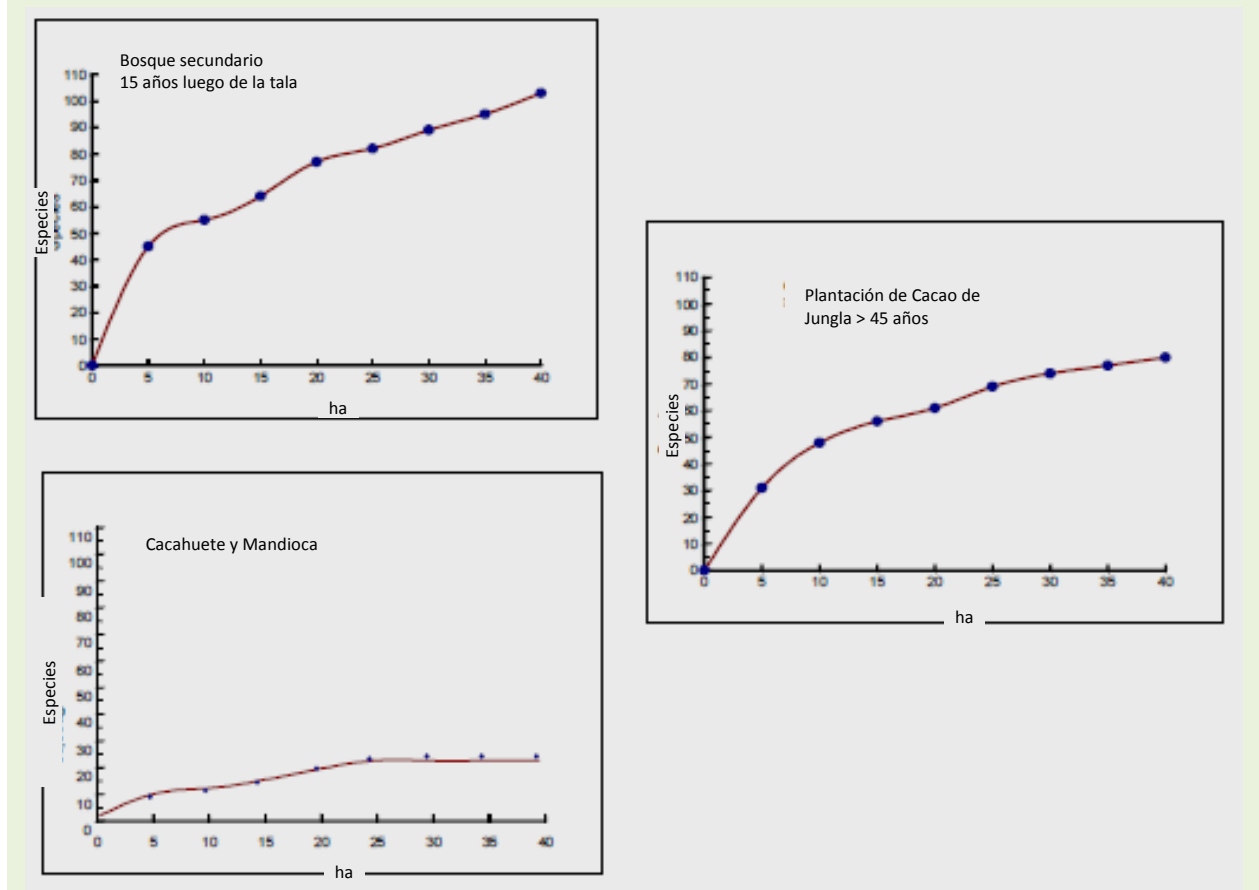


Figura 8-4 Curvas de especies y área para tres usos de la tierra en Camerún

Fuente: Gillison (2000a)

56. Otra forma de evaluar las relaciones de escala de la biodiversidad es asociar tres tipos de diversidad (Figura 8.5).

- Diversidad alfa – es la riqueza de especies dentro de un área, una comunidad o un ecosistema en particular, medida mediante el conteo del número de taxones dentro del ecosistema (típicamente, especies).
- Diversidad beta – es diversidad de especie a través de ecosistemas, comparando el número de taxones que son únicos para cada uno de los ecosistemas.
- Diversidad gamma - es la riqueza de especies de diferentes ecosistemas dentro de una región.

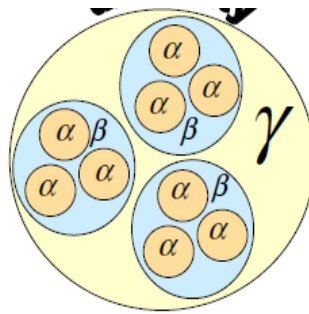


Figura 8-5 Biodiversidad en diferentes escalas

57. Para el análisis de los márgenes de bosques tropicales, la ASB comparó la biodiversidad de los usos de la tierra. Para obtener resultados comparables entre los lugares, se utilizaron protocolos estándares. La metodología para elegir parcelas puede encontrarse en Gillison (2000b). Los análisis se complementaron con un estudio detallado de línea de base en Indonesia, que reunió información detallada sobre la vegetación, las aves, los insectos, los animales de la tierra y animales que habitan en las cubiertas forestales (Gillison, 2000a).

Recursos biológicos y prioridades de conservación

58. Considerando los requisitos de datos y la dificultad de medir la biodiversidad, los recursos biológicos (por ejemplo, especies y ecosistemas) se utilizan con frecuencia como sustitutos en el desarrollo de prioridades y estrategias de conservación. La relación especies-área en regiones de alta riqueza de especies constituye un enfoque rápido para identificar las prioridades de conservación (Brooks, y otros 2006). Cuando tales zonas de singular riqueza se encuentran bajo amenaza de conversión de la tierra, las prioridades pueden convertirse en urgencias. Sin embargo, los costos de las iniciativas de conservación

pueden ser altos y las posibilidades de éxito, bajas, frustrando con ello los desafíos de la conservación de la biodiversidad.

59. El análisis de deficiencias constituye otro método para identificar la biodiversidad (es decir, especies, ecosistemas y procesos ecológicos) inadecuadamente conservada dentro de una red de área protegida o a través de otras medidas de conservación de largo plazo. Si bien la cantidad y la extensión de las áreas protegidas continúan creciendo, una gran cantidad de especies, ecosistemas y procesos ecológicos no están adecuadamente protegidos. Las deficiencias se manifiestan en tres formas básicas:

- Deficiencias de representación: una especie o un ecosistema en particular no existe dentro de un área protegida, o los especímenes de la especie/el ecosistema son insuficientes para asegurar la protección a largo plazo.
- Deficiencias ecológicas: si bien la especie/el ecosistema está representado en un área, su presencia se encuentra en una condición ecológica inadecuada, o las áreas protegidas no abordan los cambios o las condiciones específicas necesarias para la supervivencia de las especies o el funcionamiento del ecosistema a largo plazo.
- Deficiencias de gestión: las áreas protegidas existen pero su administración (objetivos, gobierno o eficacia) no proporcionan seguridad adecuada para determinadas especies o ecosistemas.

60. El análisis de deficiencias es un procedimiento que comienza con el establecimiento de objetivos de conservación. Luego, se evalúan la distribución y el estado de la biodiversidad y se los compara con la distribución y el estado de las áreas protegidas. El análisis de deficiencias del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas de la CDB (PdTAP) puede proporcionar datos y herramientas cartográficos para REDD. Para obtener más información sobre análisis de deficiencias y sobre resultados de investigaciones recientes, sírvase referirse a Dudley y Parish (2006), Langhammer, y otros (2007) y a las publicaciones de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés).

Valor de la biodiversidad

61. A pesar de la importancia de la biodiversidad, las valuaciones económicas a menudo son complejas, costosas y probablemente imprecisas. Para abordar estos inconvenientes, existen métodos no económicos que ayudan a analizar la preocupación pública por la biodiversidad. Las perspectivas ganadas a partir de la participación pública pueden complementar los enfoques de costo-beneficio para las decisiones políticas. El **Anexo E** incluye detalles sobre el cálculo del valor de la biodiversidad, y las referencias a continuación incluyen numerosas fuentes.

Co-beneficios y costos de oportunidad

62. Los beneficios de los bosques pueden dividirse en tres categorías:

- Beneficios *in situ* (por ejemplo, leña, madera, productos forestales no madereros, turismo)
- Beneficios en otro lugar
 - Dentro del país (por ejemplo, protección de los servicios hidrológicos).
 - Fuera del país (por ejemplo, secuestros de carbono y hábitat de la biodiversidad).

63. Dentro de las consideraciones sobre REDD+, los beneficios en otro lugar, dentro del país son normalmente denominados: co-beneficios de conservación, mejoramiento, o establecimiento de bosques.

64. A continuación, se presentan dos ejemplos de estudios de “Nivel 2”. Pagiola, y otros (2006) identifican áreas dentro de la altiplanicie de Guatemala, de importancia para los servicios hidrológicos y de la biodiversidad. Dicha información puede utilizarse junto con las estimaciones de costos de oportunidad para determinar si debería asignarse prioridad a determinadas áreas dentro de un programa de REDD+ (Recuadro 8.4). El segundo ejemplo de mapas de co-beneficios viene Tanzania (Recuadro 8.5).

Recuadro 8-4 Análisis nacional de los beneficios hidrológicos y de la biodiversidad

El análisis espacial del agua y la biodiversidad ayuda a identificar las conservaciones prioritarias. Por ejemplo, Pagiola y otros (2007) desarrolló mapas de abastecimiento de agua y de áreas de prioridad de conservación de la biodiversidad en Guatemala. Los mapas incluyen una cierta cuantificación simple pero útil, y podrían tornarse más complejos a medida que nueva información se encuentre disponible. El Figura 8.6 muestra una relación entre los sistemas de abastecimiento municipal de agua y los sistemas de abastecimiento relacionados. Las áreas sombreadas en rojo más intenso señalan áreas que abastecen a más hogares por zona de influencia. Este cálculo puede servir como indicador potencial de los co-beneficios hidrológicos.

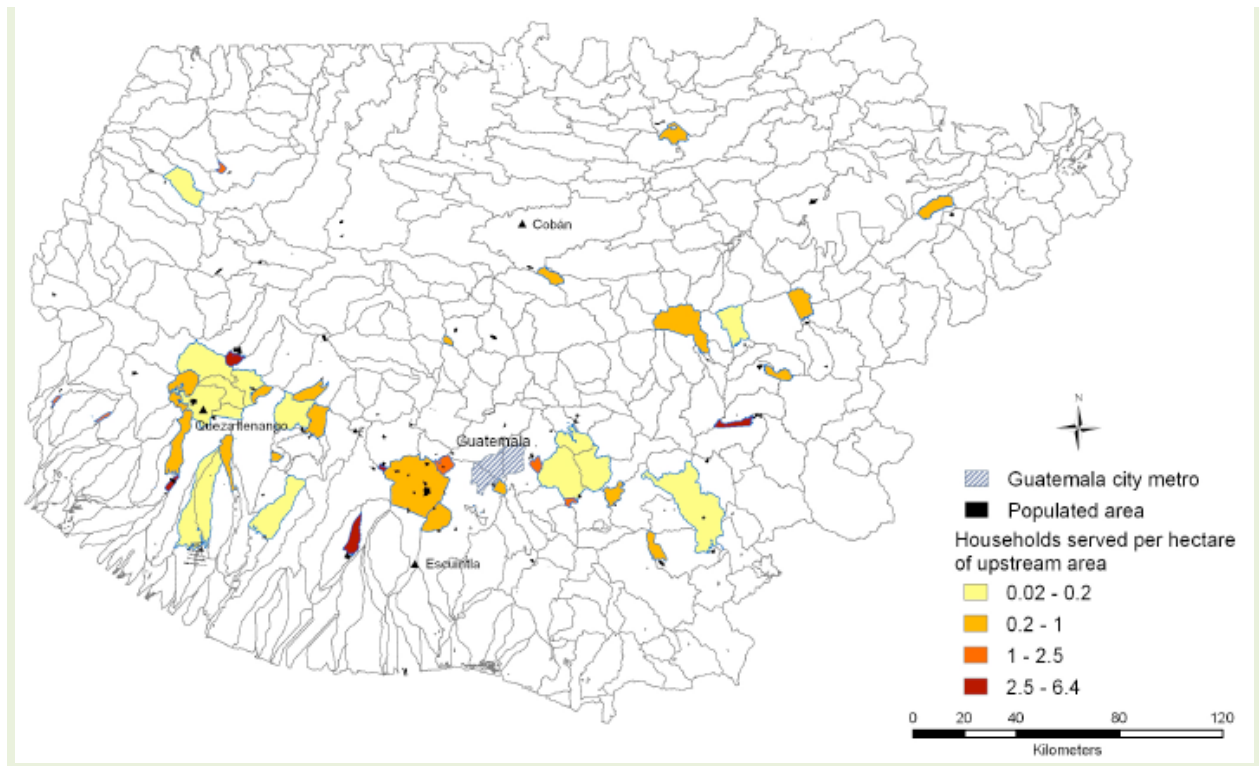


Figura 8-6 Sistemas municipales de agua y áreas de abastecimiento, Guatemala.

Fuente: Pagiola, y otros 2007.

Recuadro 8-5 Análisis nacional de beneficios múltiples: un ejemplo de UN-REDD

Una forma efectiva de identificar y documentar los co-beneficios, es a través de mapas. Un ejemplo de una iniciativa reciente es el del Programa UN-REDD+ del Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación (WCMC, por sus siglas en inglés) del PNUMA y el Ministerio de Recursos Naturales y Turismo de Tanzania. Se llevó a cabo un análisis a nivel nacional de los co-beneficios y de otros factores, incluyendo la densidad de población, la producción de miel-cera de abejas-goma, y de la riqueza de especies de mamíferos y anfibios (Figura 8.7). Adicionalmente, se realizó un mapa revisado y combinado de la tierra y de la biomasa de Tanzania (Programa UN-REDD+, 2009).

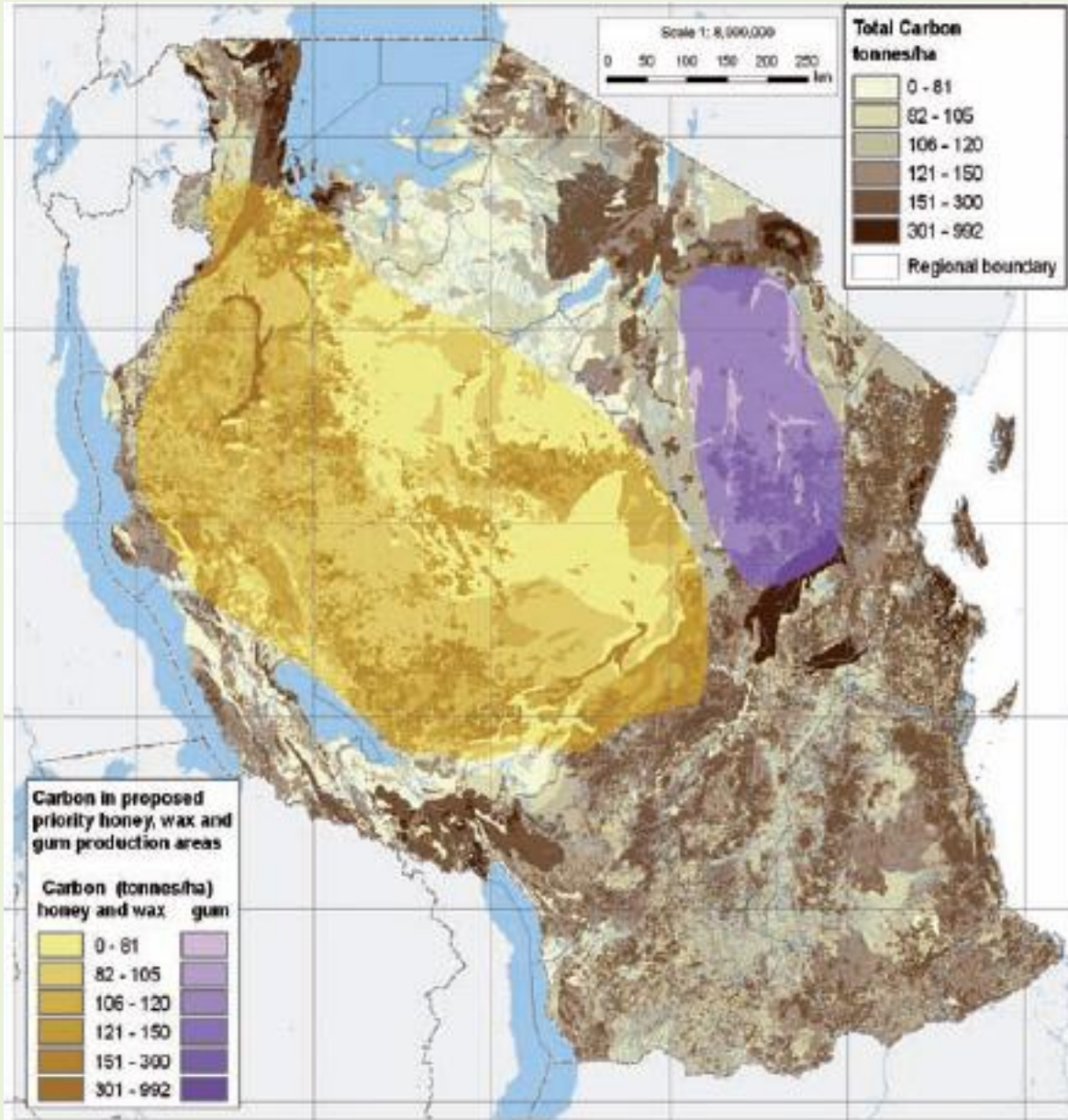


Figura 8-7 Mapa combinado de áreas prioritarias de PFM y de carbono de la tierra-biomasa de Tanzania. Fuente: Miles, y otros 2009.

65. Naidoo y otros (2008) evaluaron las teorías, los datos y los análisis necesarios para producir mapas de servicios ambientales. La disponibilidad de datos permitió la cuantificación de sustitutos mundiales imperfectos de cuatro servicios de ecosistemas: secuestro de carbono, ¹⁰ almacenamiento de carbono,¹¹ la provisión de los pastizales para el ganado y el abastecimiento de agua. Utilizando este grupo incompleto como ejemplo, se compararon los mapas de servicios ambientales con las distribuciones mundiales de objetivos convencionales para la conservación de la biodiversidad.

66. Los resultados preliminares muestran que las regiones seleccionadas para maximizar la biodiversidad no proporcionan más servicios ambientales, que las regiones elegidas aleatoriamente. Adicionalmente, la concordancia espacial difiere ampliamente entre los diferentes servicios, y entre los servicios ambientales y las prioridades de conservación establecidas. No obstante, pueden identificarse en los servicios de los ecosistemas y en la biodiversidad áreas en las que todos obtienen beneficios, tanto entre eco-regiones como a escalas más detalladas. Se requiere una iniciativa de investigación interdisciplinaria ambiciosa para evaluar integralmente las sinergias y *trade-offs* en la conservación de la biodiversidad y los servicios ambientales. Las comparaciones de estos atributos de los cambios en el uso de la tierra pueden evidenciar *trade-offs* y sinergias útiles para comprender el rol potencial de la política de REDD+ para promover los resultados deseados.

Un ejemplo de análisis de co-beneficios

67. Si bien es muy difícil calcular el valor de los co-beneficios e inclusive es más complejo convertirlo en valores por hectárea, el análisis del costo de oportunidad puede ser una guía en los siguientes supuestos:

- a. La cuantificación y posiblemente las iniciativas de valuación, constituyen una prioridad,
- b. Identificación de los usos de la tierra para su inclusión en un programa de REDD+.

68. La Figura 8.8 compara cinco situaciones de reducciones de emisión con cinco costos de reducción y co-beneficios hidrológicos diferentes. A modo de ejemplo, estas situaciones se refieren al cambio del uso de la tierra de forestal a agrícola con co-beneficios a partir de la calidad y disponibilidad del agua en niveles inferiores. Para comparar directamente tanto los beneficios del carbono como los del agua, debe utilizarse la misma unidad de análisis. Este ejemplo convierte el cálculo típico de US\$/ha de los co-beneficios hidrológicos a la medida US\$/tCO₂e (requiere dividir los co-beneficios hidrológicos por el tCO₂e relacionado del uso de la tierra). Los co-beneficios hidrológicos pueden considerarse

¹⁰ Índice anual neto de carbono atmosférico sumado a los reservorios de carbono de la biomasa existentes.

¹¹ Cantidad de carbono almacenada en la vegetación tanto aérea como subterránea.

reducciones de costos de REDD+, según lo representan las áreas sombreadas en verde más claro.

69. Las opciones A, B, y C tienen costos de REDD+ menores que el precio del carbono (Pc). En cambio, la opción E tiene costos de REDD+ mayores que el Pc. Únicamente las opciones A, B, D y E tienen co-beneficios hidrológicos. Incluso sin los co-beneficios hidrológicos, las opciones A, B y C serían prioridades para la inclusión en un programa de REDD+, considerando sus bajos costos de REDD+. Con los amplios co-beneficios hidrológicos, las opciones B y D serían más prioritarias que la opción A.

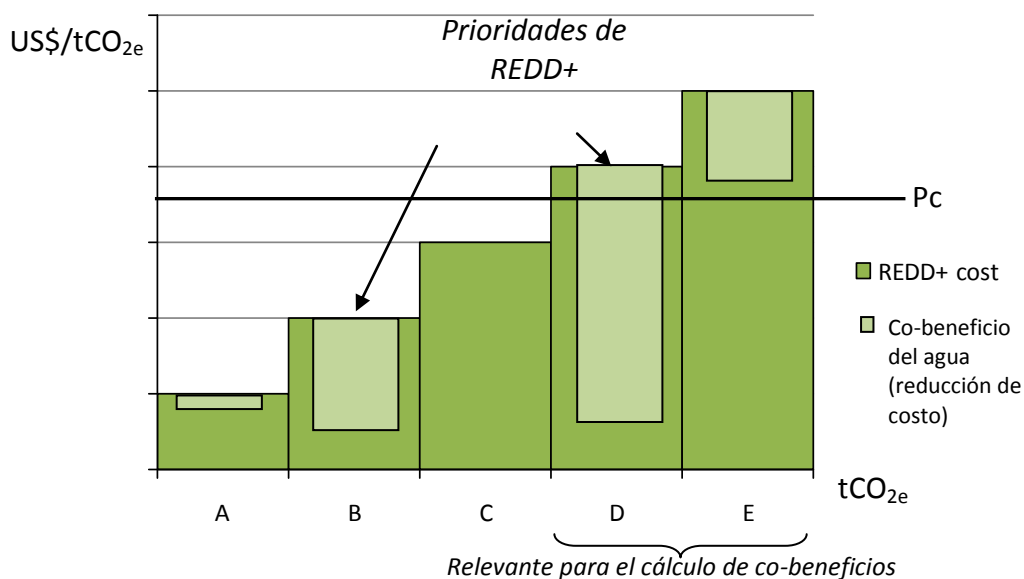


Figura 8-8 Identificación de los análisis de co-beneficios prioritarios

Adaptado de: Pagiola, 2010 comunicación personal.

70. Las opciones D y E tienen costos de REDD+ mayores que el precio del carbono y normalmente no estarían incluidas en un programa de REDD+. No obstante, considerando los co-beneficios hidrológicos, la opción D sería viable. Calcular los beneficios es más importante para el supuesto en que los costos de REDD+ superen el precio del carbono. En los casos en que los costos del carbono sean menores al precio del carbón (Opciones A, B, C, D), el cálculo de los co-beneficios no es tan prioritario.

71. Con respecto a los co-beneficios de la biodiversidad, el análisis sería similar – excepto que los beneficios raramente pueden ser percibidos por un país. La protección de zonas con alta biodiversidad normalmente genera beneficios fuera del país (especialmente si el turismo no está ligado a la biodiversidad). Dentro del Figura 8.8, es posible que evitar la deforestación en el Área E sobre la base de pagos por carbono y co-beneficios no favorezca los intereses del país. El uso alternativo de la tierra plantea mayores beneficios. Sin embargo, el país podría intentar atraer un donante orientado a la biodiversidad para complementar los pagos por carbono a fin de volver viable la conservación.

Conclusión

72. El valor de los co-beneficios puede ser sustancial y puede afectar en gran medida los cálculos del costo de oportunidad de los proyectos de REDD+. Todavía analiza si se deben reconocer los beneficios hidrológicos y de la biodiversidad dentro de las políticas de REDD+, y cómo hacerlo (Ebeling y Fehse 2009; Pagiola y Bosquet, 2009). Si bien un mecanismo de REDD+ ofrece oportunidades para alcanzar co-beneficios de carbono y otros, las limitaciones del mismo para actuar como una panacea para la pérdida de biodiversidad o para los problemas del agua necesitan ser superadas. El énfasis excesivo en los objetivos de cambio no climático dentro de un mecanismo de REDD+ conlleva el riesgo de que los costos de la operación aumenten, reduciendo potencialmente la capacidad de conservación forestal.

73. Entre las sugerencias específicas para los generadores de políticas se incluyen las siguientes:

- *Biodiversidad*¹²
 - Desarrollar una base nacional de información sobre la biodiversidad nacional para aumentar la probabilidad de alcanzar y maximizar una variedad de co-beneficios de biodiversidad en REDD. De esta forma, la financiación orientada a la biodiversidad puede contar con una mayor comprensión de la biodiversidad y tener como objetivo complementar el financiamiento de REDD+, como por ejemplo, centrarse en áreas con alta biodiversidad y bajos beneficios de carbono.
 - Vincular las actividades de demostración REDD+ en curso con las evaluaciones de control, informe y verificación del rendimiento de la biodiversidad. Ello permitirá el análisis, la comparación y la evaluación de diferentes enfoques y métodos usados para promover los co-beneficios de la biodiversidad en un contexto de REDD+. Las lecciones aprendidas durante la implementación de estas actividades de demostración de REDD+ en definitiva podrán tenerse en cuenta en los procesos de generación de políticas a nivel internacional y nacional.
 - Establecer un grupo de trabajo técnico sobre los co-beneficios de la biodiversidad de REDD+ para desarrollar directrices y principios de las mejores prácticas, incluyendo indicadores de biodiversidad. Tal grupo podría asimismo ayudar a guiar las decisiones de política y la implementación de actividades de REDD+ a nivel nacional, regional y/o local.

¹² Adaptado de Karousakis (2009).

- *Agua*

- Establecer una base de información nacional (por ejemplo, inventarios, mapas) de recursos hidrológicos para incrementar la probabilidad de alcanzar y maximizar los co-beneficios hidrológicos en REDD. El financiamiento orientado hacia el agua podrá funcionar entonces dentro de un contexto de REDD+, a fin de centrarse en áreas de servicios importantes del agua (por ejemplo, cuencas superiores).
- Apoyar y evaluar las iniciativas de modelado de servicios de ecosistemas del agua y vincular las decisiones gubernamentales con el desarrollo de políticas nacionales de REDD+ y su implementación. La dilucidación de diversos servicios hidrológicos (por ejemplo, regulación de flujo, calidad del agua, etc.) ayudará a los generadores de políticas a priorizar las inversiones y las acciones gubernamentales.
- Establecer un grupo técnico de trabajo sobre los co-beneficios hidrológicos de REDD+ para desarrollar directivas y principios de las mejores prácticas, incluyendo indicadores de los servicios hidrológicos. Tal grupo podría ayudar también a guiar las decisiones políticas y la implementación de actividades de REDD+ a nivel nacional, regional y/o local.

Referencias y lectura complementaria

- Anderson, J., P. Hazell. 1989. *Variability in Grain Yields*. Johns Hopkins University Press: Baltimore.
- Arrow, K., R. Solow, P.R. Portney, E.E. Leamer, R. Radner, H. Schuman. 1993. *Report of the NOAA panel on contingent valuations*. US Federal Register, 15 de enero, (58)10: 4602-4614.
- Barton. D.N., G.M. Rusch. 2009. *Environmental Service Payments: Evaluating Biodiversity Conservation Trade-Offs and Cost-Efficiency in the Osa Conservation Area, Costa Rica*. Norwegian Institute for Nature Research (NINA).
http://www.katoombagroup.org/documents/newsletters/sea/sa_edition3en.htm
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. In: Wolters (ed.) *Functional aspects of animal diversity in soil. Applied Soil Ecology* 10: 191-199.
- Blom, M., G. Bergsma, M. Korteland. 2008. *Economic instruments for biodiversity: Setting up a Biodiversity Trading System in Europe*. Delft, CE Delft: Holanda. 77p.
http://www.landecon.cam.ac.uk/research/eeprg/ceed/pdf/Blom_et_al.pdf
- Bosque, B. 2009. Comunicación Personal. World Bank. Washington D.C.
- Brauman, K.A., G.C. Daily, T.K. Duarte, H.A. Mooney. 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services *Annual Review of Environment and Resources*. 32:67-98
- Brooks, T.M., R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, J. Grlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim, A. S. L. Rodrigues. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313 (5783), 58-61.
- Brown, D., F. Seymour, L. Peskett. 2008. How do we achieve REDD+ co-benefits and avoid doing harm? In: A. Angelsen. (ed.) *Moving Ahead with REDD: Issues, Option and Implications*. CIFOR: Bogor, Indonesia.
- Bruijnzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:185-228.
- Calder, I.R. 2005. *The Blue Revolution – integrated land and water resources Management* 2nd edition. Earthscan Publications, Londres.
- Cannon, C.H., D.R. Peart, M. Leighton. 1998. Tree species diversity in commercially logged Bornean rainforest. *Science* 281: 1366-68.
- Chomitz, K., K. Kumari. 1998. The domestic benefits of tropical forests: a critical review. *World Bank Res. Obs.* 13:13-35.
- Convention on Biological Diversity (CBD). 2009. *Connecting Biodiversity and Climate Change Mitigation and Adaptation*. Report of the Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change. Montreal, Technical Series No. 41, 126p. www.cbd.int

Convention on Biological Diversity (CBD). 2010. *Global Expert Workshop on Biodiversity Benefits of Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries (REDD-PLUS)*. Nairobi, 20-23 de septiembre. UNEP/CBD/WS-REDD/1/1/Add.1. 7 septiembre de 2010. 9 p.

Cracraft, C. 2002. The seven great questions of systematic biology: an essential foundation for conservation and the sustainable use of biodiversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden* (89) 127-144.

Douglas, E.M., S. Wood, K. Sebastian, C.J. Vörösmarty, K.M. Chomitz, T.P. Tomich. 2007. Policy implications of a pan-tropic assessment of the simultaneous hydrological and biodiversity impacts of deforestation. *Water Resources Management* 21:211–232.

Dudley, N., J. Parish. 2006. *Closing the Gap. Creating Ecologically Representative Protected Area Systems: A Guide to Conducting the Gap Assessments of Protected Area Systems for the Convention on Biological Diversity*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series no. 24, 108 p.

Ebeling, J., J. Fehse 2009. *Challenges for a business case for high-biodiversity REDD+ projects and schemes*. A Report for the Secretariat of the Convention for Biological Diversity. Ecorescurities. Versión 1.2 Febrero.

Ebeling, J., M. Yasué, 2008. Generating carbon finance through avoided deforestation and its potential to create climatic, conservation and human development benefits. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. Londres Ser. B 363, 1917-1924.

Ecorescurities 2009. *The forest carbon offsetting survey 2009*. Ecorescurities, Conservation International, the Climate, Community & Biodiversity Alliance, and ClimateBiz. 33p. <http://www.ecorescurities.com/Registered/ECOForestrySurvey2009.pdf>

FAO. 2008. FAOSTAT – Production - ForesSTAT <http://faostat.fao.org/DesktopDefault.aspx?PageID=381&lang=en>

Gassman, P.W., Williams, J.R., Benson, V.R., Izaurralde, R.C., Hauck, L.M., Jones, C.A., Altwood, J.D., Kiniry, J.R., & Flowers, J.D. 2004. *Historical development and applications of the EPIC and APEX models* (ASAE paper no. 042097). PSt. Joseph, MI: American Society of Agricultural Engineers. <http://asae.frymulti.com>

Giller K.E., M.H. Beare, P. Lavelle, A.M.N. Izac, M.J. Swift. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. In: M.J. Swift (ed.), *Soil biodiversity, agricultural intensification and agroecosystem function*. *Applied Soil Ecology* 6 (1): 3-16.

Gillison, A.N., G. Carpenter. 1997. A plant functional attribute set and grammar for dynamic vegetation description and analysis. *Functional Ecology*. 11:775-783.

Gillison, A.N. 2000a. Alternatives to Slash and Burn Project: Phase II Aboveground biodiversity assessment working group summary report. ICRAF: Nairobi.

Gillison, A.N. 2000b. *VegClass Manual: A Field Manual for Rapid Vegetation Classification and Survey for General Purposes*. CIFOR: Bogor, Indonesia.

- Greenhalgh, S., A. Sauer. 2003. *Awakening the dead zone: An investment for agriculture, water quality, and climate change*. Washington, DC: World Resources Institute.
http://pubs.wri.org/pubs_description.cfm?PubID=3803
- Hammond, P. 1995. The current magnitude of biodiversity. In V.H. Heywood, R.T. Watson (Eds.), *Global Biodiversity Assessment*. p. 113-138. Cambridge, U.K: Cambridge University Press.
- Harmon, D. 1992. *Indicators of the World's Cultural Diversity*. The George Wright Society, Michigan, USA
- IUFRO. 1995. *Forest work study. Nomenclature. Test Edition valid 1995-2000*. International Union of Forestry Research Organizations Working Party 3.04.02. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Operational Efficiency, Garpenberg, Suecia. 16p.
- James, A., K. J. Gaston, A. Balmford. 2001. Can we afford to conserve biodiversity? *Bioscience* 51: 43-52.
- Jeanes, K., M. van Noordwijk, L. Joshi, , A. Widayati Farida, B. Leimona. 2006. *Rapid Hydrological Appraisal in the Context of Environmental Service Rewards*. World Agroforestry Centre, ICRAF Southeast Asia Regional Office, Bogor, Indonesia.
- Kapos, V., C. Ravilious, A. Campbell, B. Dickson, H. Gibbs, M. Hansen, I. Lysenko, L. Miles, J. Price, J.P.W. Scharlemann, K. Trumper. 2008. *Carbon and Biodiversity: A Demonstration Atlas*. UNEP World Conservation Monitoring Centre: Cambridge, Reino Unido.
- Karousakis, K. 2009. *Promoting Biodiversity Co-Benefits in REDD+* OECD Environment Working Papers, No. 11, OECD Publishing. doi:10.1787/220188577008
- Kenny, A. 2010. *Theory and Practice Collide in Efforts to Stack Multiple Ecosystem Values on One Piece of Land*. Ecosystem Marketplace, 2 May. Katoomba Group.
http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=7544§ion=news_articles&eod=1#close
- Kiss, A. 2002. *Making Biodiversity Conservation A Land Use Priority*. World Bank, Africa Environment and Social Development Unit. Columbia University Press.
- Lecointre, G., H. Le Guyader. 2001. *Classification phylogenetique du vivant*. París, Francia: Belin.
- Langhammer, P.F., M. I. Bakarr, L. Bennun, T. M. Brooks., y otros 2007. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems (Best Practice Protected Area Guidelines. Gland Switzerland: IUCN. 117p.
- Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and it Measurement*. Princeton University Press.
- Matthews, S., R. O'Connor, A.J. Plantinga. 2002. Quantifying the impacts on biodiversity of policies for carbon sequestration in forests. *Ecological Economics* 40(1), 71-87.
- McCarl, B.A., U.A. Schneider. 2001. Greenhouse gas mitigation in U.S. agriculture and forestry. *Science*, 294(5551), 2481-82.

- Meridian Institute. 2009. *Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (REDD): An Options Assessment Report*. Prepared for the Government of Norway, by A. Angelsen, S. Brown, C. Loisel, L. Peskett, C. Streck, D. Zarin. Disponible en www.REDD-OAR.org
- Miles, L., V. Kapos. 2008. Reducing Greenhouse Gas Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Global Land-Use Implications. *Science* 320, 1454. DOI: 10.1126/science.1155358
- Miles, L., K. Kabalimu, B. Bahane, C. Ravilious, E. Dunning, M. Bertzky, V. Kapos, B. Dickson. 2009. *Carbon, biodiversity and ecosystem services: exploring co-benefits. Tanzania*. Prepared by UNEP-WCMC, Cambridge, UK & Forestry and Beekeeping Division, Ministry of Natural Resources and Tourism, Dar es Salaam. UN-REDD+ Programme, Tanzania. 16p. http://www.unep-wcmc.org/climate/pdf/copenhagen/Tanzania%20brochure%20final%20091208_finalfinal.pdf
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. World Resources Institute. Island Press: Washington, D.C.
- Mitchell, P.D., P.G. Lakshminarayan, B.A. Babcock, T. Otake. 1998. The impact of soil conservation policies on carbon sequestration in agricultural soils of Central U.S. 125-142. *En: R. Lal y otros (ed.) Management of Carbon Sequestration in Soil*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Myers, N. R. A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca, J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853-858.
- Naidoo, R., T. Iwamura. 2007. Global-scale mapping of economic benefits from agricultural lands: Implications for conservation. *Biological Conservation* 140(1-2): 40-49.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R.E. Green, B. Lehner, T.R. Malcolm, T.H. Ricketts. 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *PNAS*. 105 (28):9495-9500.
- OECD. 2002. *Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policymakers*. Paris, France.
- Nelson, A., K. Chomitz. 2009. *Protected Area Effectiveness in Reducing Tropical Deforestation: A Global Analysis of the Impact of Protection Status*. Independent Evaluation Group. Evaluation Brief 7. World Bank. Washington, D.C. 40p.
- Pagiola, S., J. Bishop, N. Landell-Mills. 2002. Market-based mechanisms for conservation and development. In S. Pagiola, J. Bishop, N. Landell-Mills, (eds.). *Selling Forest Environmental Services Market-Based Mechanisms for Conservation and Development*. Earthscan Publications, Londres.
- Pagiola, S., P. Agostini, J. Gobbi, C. de Haan, M. Ibrahim, E. Murgueitio, E. Ramirez, M. Rosales, J.P. Ruiz. 2004a. *Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes*. Environmental Economics Series Paper No. 96. World Bank: Washington D.C.
- Pagiola, S., K. von Ritter, J. Bishop. 2004b. *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation*. Environment Department Paper No. 101. World Bank in collaboration with The Nature Conservancy and IUCN: Washington, D.C.

- Pagiola, S., A. Colom, W. Zhang. 2007. *Mapping Environmental Services in Guatemala*. Environment Department, World Bank, Washington DC. 40p.
- Pagiola, S., B. Bosquet. 2009. *Estimating the Costs of REDD+ at the Country Level*. Version 2.2, 24 February. Forest Carbon Partnership Facility World Bank. Washington D.C.
- Pagiola, S. K. von Ritter, J. Bishop. 2004. *How Much is an Ecosystem Worth? Assessing the Economic Value of Conservation* The World Bank: Washington, DC.
- Pattanayak, S.K., A. Sommer, B.C. Murray, T. Bondelid, B.A. McCarl, D. Gillig. 2002. *Water quality co-benefits of greenhouse gas reduction incentives in U.S. agriculture* (final report). Environmental Protection Agency: Washington, DC.
<http://foragforum.rti.org/documents/Pattanayak-paper.pdf>
- Pearce, D.W. 1993. *Economic values and the natural world*. The MIT Press: Cambridge, Massachusetts.
- Pearce, D., D. Moran. 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. IUCN The World Conservation Union and Earthscan Publications Ltd: Londres
- Perrings, C., K.G. Maler, C. Folke, C.S. Holling, B.O. Janssen. 1995. *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues* Cambridge University Press: Cambridge. 332 pp.
- A.L.Peterson, L.A. Gallagher, D. Huberman, I. Mulder. 2007. *Seeing REDD: Reducing Emissions and Conserving Biodiversity by Avoiding Deforestation*. Draft version, intended as basis for further discussion during BIOECON IX conference, September 20-21, in Cambridge, Reino Unido
- Plantinga, A.J., J. Wu. 2003. Co-benefits from carbon sequestration in forests: Evaluating reductions in agricultural externalities from an afforestation policy in Wisconsin. *Land Economics* 79(1), 74-85.
- Porrás I., M. Grieg-Gran, N. Neves. 2008. *All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries*. Natural Resource Issues No. 11. International Institute for Environment and Development. Londres, Reino Unido.
- Putz, F.E., Redford, K.H., Robinson, J.G., Fimbel, R. and Blate, G.M. 2000. *Biodiversity conservation in the context of tropical forest management*. Paper No. 75, Biodiversity Series-Impact Studies, World Bank Environment Department: Washington DC.
- Ramírez, M.C. 2007. *Environmental services application: The CPWF projects evidence in the Andean Catchments* Andean System of Basins Coordination. Challenge Program on Water and Food. Contribution for the Sustainable Development of the Andes Issue 8, 28p.
- Reid, W., S.A. Laird, C.A. Meyer, R. Gámez, A. Sittenfeld, D.H. Janzen, M.A. Gollin, C. Juma 1993. *Biodiversity Prospecting: Using Genetic Resources for Sustainable Development*. World Resources Institute: Washington DC
- Research Triangle Institute (RTI). 2000. *National Water Pollution Control Assessment Model (NWPCAM)* Version 1.1. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy, Economics and Innovation: Washington, DC.
- Rosenzweig, M. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press. 460p.

- Rubiano, J., M. Quintero, R.D. Estrada, A. Moreno. 2006. Multiscale Analysis for Promoting Integrated Watershed Management. *Water International* 31(3):398-411.
- Sadoff C. W., D. Grey. 2005. Cooperation on International Rivers: A Continuum for Securing and Sharing Benefits. *Water International* 30(4)1-8.
- Schneider, S.H., W.E. Easterling, L.O. Mearns. 2004. Adaptation: Sensitivity to Natural Variability, Agent Assumptions and Dynamic Climate Changes. *Climate Change* 45(1):203-221.
- Scoones, I. 2005. *Sustainable rural livelihoods: a framework for analysis*. IDS Working Paper 72. Institute of Development Studies (IDS): Sussex, Reino Unido www.ids.ac.uk
- Searle, B., S. Cox. 2009. *The State of Ecosystem Services*. The Bridgespan Group: Boston. 32p. <http://www.bridgespan.org/state-of-ecosystem-services.aspx>
- Ingolf Steffan-Dewente, I., M. Kessler, J. Barkmann, M.M. Bos, D. Buchori, S. Erasmi, H. Faust, G. Gerold, K. Glenk, S. R. Gradstein, E. Guhardja, M. Harteveld, D. Hertel, P.Höhn, M. Kappas, S. Köhler, C. Leuschner, M. Maertens, R. Marggraf, S. Migge-Kleian, J. Mogeia, R. Pitopang, M. Schaefer, S. Schwarze, S.G. Sporn, A. Steingrebe, S.S. Tjitrosoedirdjo, S. Tjitrosoemito, A. Twele, R. Weber, L. Woltmann, M. Zeller, T. Tschardtke. 2007. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *PNAS*. March 20. 104 (12):4973-4978.
- Stickler, C.M., D.C. Nepstad, M.T. Coe, D.G. McGrath, H. Rodrigues, W.S. Walker, B.S. Soares-Filho, E. Davidson. 2009. The potential ecological costs and co-benefits of REDD: a critical review and case study from the Amazon region. *Global Change Biology* 15:2803-2824.
- Swift, M.J., A.M.N. Izac, M. van Noordwijk. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 113–134.
- Tomich, T. P., K. Chomitz, H. Francisco, A.M.N. Izac, D. Murdiyarso, B. D. Ratner, D. E. Thomas, M. van Noordwijk. 2004. Policy analysis and environmental problems at different scales: asking the right questions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104:5–18.
- UNEP. 2008. *Africa: Atlas of Our Changing Environment*. www.unep.org/dewa/africa/AfricaAtlas
- UNEP-WCMC. 2008. *Carbon and Biodiversity. A Demonstration Atlas*. (eds.) V. Kapos, C. Ravilious, A. Campbell, B. Dickson, H. Gibbs, M. Hansen, I. Lysenko, L. Miles, J. Price, J.P.W. Scharlemann, K. Trumper. UNEP-WCMC, Cambridge, Reino Unido.
- UNEP. 2009. *Ecosystem Management*. 4 p. Accessed 20 de mayo de 2010. <http://www.unep.org/ecosystemmanagement/LinkClick.aspx?fileticket=D7j0r1iBuwg%3D&tabid=163&language=en-US>
- UN-REDD+ Programme. 2009. *Year in Review*. UN-REDD+ Programme Secretariat: Geneva, Switzerland. 24p. <http://cdn.www.cbd.int/doc/meetings/for/wscb-fbdcc-01/other/wscb-fbdcc-01-oth-03-en.pdf>

Vandermeer, J., M. Van Noordwijk, C. Ong, J. Anderson, Y. Perfecto. 1998. Global change and multi-species agro-ecosystems: concepts and issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67: 1-22.

van Noordwijk, M. 2005. *RUPES typology of environmental service worthy of reward*. World Agroforestry Centre. Southeast Asia Regional Office, Bogor, Indonesia.

van Noordwijk, M. 2006. Rapid Hydrological Appraisal (RHA) of potential for Environmental Service Rewards: procedure and application in Lake Singkarak, West Sumatra, Indonesia. *ETFRN- European Tropical Forest Research Network Newsletter Forests, Water and Livelihoods*, 45-46 Winter 2005/06
www.etfrn.org/etfrn/newsletter/news4546/index.html

Venter, O., E. Meijaard, H. Possingham, R. Dennis, D. Sheil, S. Wich, L. Hovani, K. Wilson. 2009. Carbon payments as a safeguard for threatened tropical mammals. *Conservation Letters* 2:123–129.

Von Kooten, . 1998. The Economics of Conservation Biology: A Critical Review. *Environmental Science and Policy*. (1)13-25.

Wendland, K.J., M. Honzák, R. Portela, B. Vitale, S. Rubinoff, J. Randrianarisoa. 2009. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecological Economics* (in press) doi:10.1016/j.ecolecon.2009.01.002

Wünscher, T., S. Engel, S. Wunder. 2008. Spatial targeting of payments for environmental services: a tool for boosting conservation benefits *Ecological Economics* 65 (4) (2) 822–833.

White, D., F. Wester, A. Huber-Lee, C.T. Hoanh, F. Gichuki. 2008. *Water Benefits Sharing for Poverty Alleviation and Conflict Management: Topic 3 Synthesis Paper*. CGIAR Challenge Program on Water and Food, Colombo, 15 pp.

Williams, S., A. Gillison, M. van Noordwijk. 2001. Biodiversity: issues relevant to integrated natural resource management in the humid tropics. ASB Lecture Note 5. 35p. In: van Noordwijk, M., S. Williams and B. Verbist (Eds.) *Towards integrated natural resource management in the humid tropics: local action and global concerns to stabilize forest margins*. Alternatives to Slash-and-Burn: Nairobi.

Wilson, K. A., M. F. McBride, M. Bode, H. P. Possingham. 2006. Prioritizing global conservation efforts. *Nature* 440, 337-340.

World Bank, 2002. Biodiversity Conservation in Forest Ecosystems: World Bank Assistance 1992–2002. World Bank, Washington, DC.

World Resources Institute, 2009. *Ecosystem data, maps, and tools*. Sitio de Internet: <http://www.wri.org/ecosystems/data-maps-and-tools>