

Guía para el monitoreo de los Fondos de Agua

PROGRAMA GLOBAL DE AGUA DULCE

The Nature Conservancy • Junio 2013



The Nature
Conservancy 

Conservando la naturaleza.
Protegiendo la vida.

Guía para el monitoreo de los Fondos de Agua

PROGRAMA GLOBAL DE AGUA DULCE

The Nature Conservancy • Junio 2013

Segunda Edición, 2015



Conservando la naturaleza.
Protegiendo la vida.

Contenido

<i>Agradecimientos</i>	3
<i>Fuentes de información</i>	3
Resumen ejecutivo	4
Introducción	9
Primera sección: Preparación	12
Capítulo 1: Prioridades para el monitoreo	13
Capítulo 2: Variables y validación del modelo	17
Capítulo 3: Evaluar la evidencia y los recursos existentes	19
Segunda sección: Conceptos y consideraciones para el monitoreo	22
Capítulo 4: Desfasas temporales y escalas espaciales	23
Capítulo 5: Controles y factores externos	25
Capítulo 6: Rigor estadístico	27
Tercera sección: Enfoques básicos de monitoreo	31
Capítulo 7: Monitoreo de reconocimiento	32
Capítulo 8: Monitoreo de la implementación de las actividades del fondo de agua	36
Capítulo 9: Monitoreo de tendencias	39
Cuarta sección: Monitoreo de impacto	41
Capítulo 10: Monitoreo de impacto para funciones, servicios y beneficios ecosistémicos	44
Capítulo 11: Monitoreo de impacto para el hábitat y la biodiversidad	77
Capítulo 12: Monitoreo de impacto para la población	98
Anexo	114
Recursos adicionales sobre monitoreo de cuencas y planeación para la conservación	114
Bibliografía anotada: Impactos de las actividades de restauración y conservación	115

Agradecimientos

La Guía para el monitoreo de los Fondos de Agua fue escrita con importantes contribuciones de Tim Boucher, Leah Bremer, Jonathan Higgins, Timm Kroeger, Craig Leisher, Jorge Leeón y Paulo Petry. La investigación y el desarrollo del documento contaron con el generoso apoyo de Sall Family Foundation.

Willow Batista, Pamela Krone-Davis, Melanie Jonas, Vanessa Perkins y Adrian Vogl investigaron y escribieron la extensa bibliografía anotada (ver Anexo) de los estudios que abordan los impactos que tienen las actividades de restauración y conservación.

Un agradecimiento especial a Silvia Benitez, David Courtemanch, Andrew Fayram, Adam Freed, Joanna Nelson, Heather Tallis, y Kari Vigerstol, Ana Guzmán por revisar el documento.

Cita: Higgins, J.V. y Zimmerling, A. (Eds.) (2013). Guía para el monitoreo de los Fondos de Agua. Arlington, Virginia: The Nature Conservancy.

Traducción al español: Paloma Carton de Grammont Lara

Fuentes de información

Las siguientes fuentes de información fueron usadas para completar secciones significativas de este documento:

Federal Interagency Stream Restoration Working Group—Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices (2001)
<http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/manage/restoration/?cid=stelprdb1043244>

University of Wyoming—Best Management Practices Monitoring Guide for Stream Systems (2011)
<http://www.uwyo.edu/bmp-water/docs/bmp%20mon%20guide%20streams%20web.pdf>

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (2003)
<http://www.wsi.nrcs.usda>.

Resumen ejecutivo

Introducción

Los Fondos de Agua son mecanismos financieros y de gobernanza que se crean con el objetivo principal de la conservación de las cuencas hídricas. En un esfuerzo por asegurar el suministro continuo de agua limpia, los usuarios de la cuenca abajo (e.g. municipios, servicios públicos, compañías) y / o las agencias públicas dan recursos a las comunidades que habitan la cuenca arriba (e.g. agricultores y ganaderos) así como a organizaciones de conservación para financiar los esfuerzos de restauración ecológica y de conservación a largo plazo dentro de la cuenca hidrológica de la cual dependen. Generalmente, los administradores de los Fondos de Agua (quienes consisten en actores clave o bien en una agencia a quien se ha concedido la administración) determinan la distribución de las inversiones para la conservación con la ayuda de asesores técnicos. Generalmente dichas inversiones se enfocan en mantener las áreas naturales intactas, restaurar las tierras a lo largo de la cuenca hidrológica y de los corredores fluviales y a implementar prácticas de manejo que permitan minimizar los impactos de las actividades del uso de suelo en la calidad y la cantidad del agua. Además, los fondos son usados para promover estrategias alternativas de subsistencia, así como otras iniciativas sociales en las comunidades rurales participantes, que van desde huertos orgánicos hasta proyectos de educación ambiental, los cuales ayudan a proteger el abasto de agua y mejorar las condiciones económicas y de vida de las comunidades que viven en la parte alta de las cuencas.

Por más de una década, The Nature Conservancy (TNC) ha utilizado varias estrategias para proteger las fuentes de agua, incluyendo inversiones en infraestructura verde, prácticas de manejo de uso del suelo, mejoramiento de la eficiencia en el uso del agua en la agricultura, contando para ello con la participación de las empresas líderes y grandes usuarios del agua en el manejo de la cuenca hidrológica. Los Fondos de Agua son una herramienta para apoyar este trabajo.



© Erika Nortemann

Desde la creación del primer Fondo de Agua en Quito, Ecuador en 2000, TNC ha involucrado a más de 100 socios en la creación y manejo de estos mecanismos. A la fecha, TNC y otras instituciones han apoyado la creación o fortalecimiento de 17 Fondos de Agua en América Latina y 4 Estados Unidos, en lugares tan variados como Sao Paulo, Brasil; Lima, Perú; Monterrey, México; y Bogotá, Colombia; así como, Santa Fe, San Antonio, Austin y Reno en Estados Unidos y ya se está replicando en otros continentes como África y Asia.

Los Fondos de Agua tienen el potencial de generar beneficios importantes tanto para los inversionistas y las comunidades que habitan la parte alta y baja de la cuenca, como para la naturaleza. Sin embargo, solo la creación de un Fondo de Agua no puede garantizar estos beneficios; es a partir de inversiones bien concebidas, basadas en principios científicos sustentados en objetivos claros y en un monitoreo en marcha que éstos se pueden alcanzar. Los Fondos de Agua deben incluir programas robustos de monitoreo que les permitan dar seguimiento a los impactos ambientales, económicos y sociales que tienen sus acciones y con ello asegurar que las inversiones estén teniendo el impacto esperado; y, a su vez hacer las modificaciones necesarias en las estrategias de manejo.

Debido a las usuales limitaciones tanto en recursos económicos como en capacidades técnicas, los fondos de agua deben centrarse en capturar la información más relevante que permita determinar si el Fondo está cumpliendo con sus metas de corto plazo y sus objetivos de largo plazo. Un monitoreo efectivo requiere entender con claridad las preguntas que contestarán los datos recabados. Estas preguntas deben enfocarse a juzgar el progreso alcanzado para lograr los objetivos ambientales, sociales y económicos; así como, proveer información relevante a los inversionistas y comunidades participantes en el programa, evaluar la eficacia y la eficiencia, y las oportunidades para un manejo adaptativo.

¿Por qué es necesario el monitoreo?

Los Fondos de Agua operan bajo el supuesto de que las actividades que se llevan a cabo para proteger y restaurar la cuenca hidrológica darán los beneficios esperados definidos en las metas y objetivos de cada Fondo. El grado con que se alcancen las metas y objetivos va a depender de la eficacia de los modelos empleados para estimar beneficios; de la efectividad que tengan las actividades y su implementación; del retorno sobre la inversión; y, de la influencia que tienen los factores ambientales y socioeconómicos externos sobre las actividades del Fondo. Estos elementos determinarán la sostenibilidad de los Fondos de Agua a largo plazo.

Mientras que los socios que financian el Fondo de Agua requieren reportes regulares sobre el estado, progreso y el rendimiento de las inversiones; las comunidades participantes necesitan contar con evidencias de los beneficios; y, los administradores precisan de información que les permita fortalecer los modelos y el manejo adaptativo con base en resultados y en las condiciones ambientales y socioeconómicas cambiantes. Todas estas necesidades de información precisan contar con planteamientos bien estructurados para el monitoreo y la presentación de informes.

¿Qué provee este documento?

El objetivo de este documento es ayudar a que las personas que trabajan con los Fondos de Agua entiendan sus necesidades de información y se familiaricen con las fortalezas y debilidades de varios enfoques de monitoreo. El objetivo de la guía no es hacer expertos en monitoreo, sino más bien, ayudar a familiarizarse con este proceso e identificar los principales problemas que puedan presentar, de modo que puedan comunicarse eficientemente con los expertos para diseñar un programa de monitoreo justificable científicamente.

El documento destaca las necesidades críticas de información comunes a los proyectos de los Fondos de Agua y resume los problemas y las medidas a hacer frente en el desarrollo de un programa de monitoreo. Explica conceptos claves y desafíos; sugiere parámetros de monitoreo y un arreglo de diseños de muestreo a considerar como punto de partida; y provee sugerencias para lecturas adicionales, enlaces a recursos útiles y una bibliografía anotada de estudios sobre los impactos que resultan de actividades comúnmente implementadas en los Fondos.

Aunque este documento destaca la importancia de establecer metas, objetivos claros que guiarán las actividades de conservación de los Fondos de Agua; y, definirá la información que debe ser monitoreada, no aporta información detallada sobre cómo desarrollar estas metas y objetivos (para más información sobre este proceso, referirse a la guía de TNC *“Fondos de Agua, Conservando la Infraestructura Verde. Guía de Diseño, Creación y Operación”*).

Metas y objetivos

Las metas definen las expectativas generales de un Fondo de Agua. Los objetivos se definen con hitos específicos, cuantificables y a plazo fijo, que permitan trazar el camino hacia el éxito. Sin metas y objetivos claros los Fondos de Agua no pueden determinar lo que están tratando de lograr o si han tenido éxito en lograrlo o no. El monitoreo es conducido para evaluar el progreso hacia el logro de los objetivos y metas a largo plazo, para identificar obstáculos y realizar las correcciones pertinentes y destacar logros.

Evaluación y fortalecimiento de modelos

Generalmente las metas y objetivos se definen con base en información de modelos que estiman los cambios en las condiciones ambientales a partir de la implementación de actividades en sitios específicos a lo largo de la cuenca hidrológica; así como, los servicios ecosistémicos y los beneficios que se espera obtener. Por lo general, estos modelos son modelos de optimización que ilustran los mejores escenarios para lograr los resultados más efectivos y eficientes. La capacidad que tenga un Fondo de Agua para modelar con mayor precisión los resultados esperados y con base en ello establecer las metas y objetivos, definir las prioridades de dónde y cómo trabajar e identificar atributos para monitorear; dependerá de la investigación empírica. Cuando es necesario, el monitoreo puede dar un sustento más preciso para hacer las estimaciones a partir de estos modelos.

Implementación, impactos y factores externos

Dar seguimiento a la implementación es crítico para entender dónde y cómo se está protegiendo y restaurando la cuenca hidrológica; sienta las bases para evaluar los avances en la localidad donde se implementan las actividades y permite conocer su eficacia, costos e impactos. Es fundamental cuantificar los impactos que tienen las actividades de conservación dentro de una cuenca y entender el papel que juegan y la influencia que tienen los factores externos que se encuentran fuera del control de los Fondos.

Implementación

Monitorear la implementación permite dar seguimiento a los resultados del Fondo de Agua, tales como el número de familias inscritas en un acuerdo de pago por servicios ambientales, así como, los sitios específicos y el alcance espacial de las diferentes actividades. Monitorear la implementación de las actividades del Fondo provee información útil para modelar los impactos esperados con base en el progreso obtenido, evaluar las relaciones entre las actividades y los resultados observados a partir de un monitoreo de impacto, guiar el manejo adaptativo, entender la relación coste-beneficio de estrategias de manejo específicas, y reportar los avances obtenidos.

Impactos

Para poder comprender los cambios en los sistemas ambientales, sociales y económicos, resultado de las actividades de los Fondos de Agua, es necesario contar con datos de estas áreas a lo largo del tiempo. Dar seguimiento a estos cambios implica definir las escalas espacial y temporal adecuadas para atender las necesidades específicas de información. La resolución estadística, la exactitud, precisión, y el diseño de los enfoques de monitoreo usados, determinarán sus fortalezas y debilidades para medir y comunicar los resultados.

Factores externos

Para entender adecuadamente los cambios en un contexto más amplio, así como, la manera en que las actividades del Fondo de Agua están contribuyendo a dicho cambio, es necesario contar con un sistema de monitoreo diseñado adecuadamente para medir los cambios en el clima, el manejo de los recursos y el cambio en el uso del suelo y la cobertura vegetal. En algunos casos, la condición de los hábitats, biota y servicios de los ecosistemas de agua dulce disminuyen en el tiempo debido a factores externos y en consecuencia es indispensable modelar cuál hubiera sido el grado de disminución en ausencia de las actividades del Fondo de Agua (lo que se conoce como el “modelo de evolución sin cambios”).



© Scott Warren

Diseño del programa de monitoreo

Es posible que la mayor parte de los elementos necesarios para el monitoreo y colecta de datos existan ya. Generalmente el monitoreo de los recursos hídricos y sus tierras aledañas se realiza de manera regular por parte de los servicios de agua, compañías hidroeléctricas, agencias de manejo de los recursos hídricos, municipios y un amplio rango de agencias gubernamentales, instituciones académicas y organizaciones sin fines de lucro.

Cuando los proyectos de los Fondos de Agua están siendo elaborados, deben definirse las necesidades de información como parte inicial del diseño y no como un planteamiento a posteriori. Asimismo, es importante identificar la información necesaria para determinar las actividades que serán financiadas por el Fondo y evaluar sus impactos; así como, qué información ha sido previamente colectada y por quién. Una prioridad para evaluar la disponibilidad de datos y llenar los vacíos de información es crear un memorándum de entendimiento para el intercambio y privacidad de los datos, o cualquier otro acuerdo formal para permitir el acceso a los datos o para permitir que ciertos resultados analíticos sean proporcionados al comienzo del proyecto.

Debe involucrarse a expertos en ciencias ambientales, sociales y económicas, y estadistas en todas las etapas del diseño, implementación y análisis del sistema de monitoreo. El monitoreo debe ser visto como un proceso de cooperación destinado a incluir los conocimientos técnicos y científicos necesarios para lograr suficiente rigor. Cuando sea adecuado, deben incluirse esfuerzos para la colecta de datos basados en el conocimiento de las comunidades locales, teniendo en consideración las limitaciones inherentes que estos métodos de colecta de datos tienen en cuanto a exactitud y precisión. La participación de

la comunidad puede ser importante para la cuestiones de educación, para mantener el apoyo a los proyectos, ganar apoyo político e ilustrar directamente los beneficios que tienen los esfuerzos de los participantes.

Audiencias

Los donantes, inversionistas, reguladores, actores externos, socios, comunidades participantes y gestores requieren diferentes tipos y cantidades de información con diferentes plazos. Definir las necesidades de información para cada una de estas audiencias sirve para .. informa las necesidades para el monitoreo, así como, la manera en que se comunicarán los resultados. Es necesario comunicar la información a cada audiencia en el formato adecuado y con el nivel de detalle que cada uno requiere y está familiarizado.

La comunicación de los resultados más útil es aquella que es clara y directa. Mientras algunos científicos insistirán que la falta de detalle en los reportes es una simplificación de la información, las comunicaciones más exitosas son las que proveen de información clave a las audiencias a través de una presentación simple e inteligente. Los datos no son útiles cuando no pueden ser entendidos o pueden ser considerados irrelevantes.

Introducción

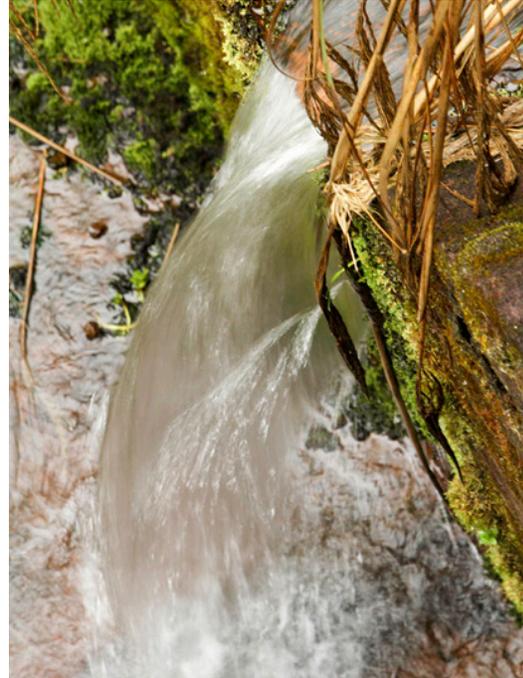
Los Fondos de Agua son mecanismos financieros y de gobernanza que se crean con el objetivo principal de la conservación de las cuencas hídricas. En un esfuerzo por asegurar el suministro continuo de agua limpia, los usuarios de la cuenca abajo (e.g. municipios, servicios públicos, compañías) y / o las agencias públicas dan recursos a las comunidades que habitan la cuenca arriba (e.g. agricultores y ganaderos) así como a organizaciones de conservación para financiar los esfuerzos de restauración ecológica y de conservación a largo plazo dentro de la cuenca hidrológica de la cual dependen.

Por lo general los administradores de los Fondos de Agua (quienes son actores claves o una agencia a quien se le ha conferido la administración) determinan la distribución de las inversiones para la conservación con la ayuda de asesores técnicos.

Dichas inversiones generalmente se enfocan a mantener intactas las áreas naturales ya existentes, restaurar tierras a lo largo de la cuenca hidrológica y a lo largo de los corredores fluviales e implementar prácticas de manejo para minimizar los impactos de las actividades del uso del suelo en la calidad y cantidad del agua. Adicionalmente, los fondos son usados para promover estrategias alternativas de subsistencia y otras iniciativas sociales en las comunidades rurales participantes, que van desde huertos orgánicos hasta proyectos de educación ambiental.

Los Fondos de Agua tienen el potencial de aportar beneficios importantes tanto a los inversionistas y a las comunidades de la cuenca arriba y de la cuenca abajo, como a la naturaleza. Sin embargo, estos beneficios no están garantizados por la creación de los Fondos de Agua, sino que son generados a partir de inversiones bien concebidas, basadas en principios científicos y sustentadas en un conjunto de objetivos claros y en un monitoreo en marcha. Para asegurar que las inversiones están teniendo el impacto esperado y para permitir modificaciones en las estrategias de manejo, los Fondos deben incluir programas robustos de monitoreo que den seguimiento a los impactos ambientales, económicos y sociales que tienen sus acciones.

A la fecha, TNC y otras instituciones han apoyado la creación o fortalecimiento de 17 Fondos de Agua en América Latina y 4 Estados Unidos, en lugares tan variados como Sao Paulo, Brasil; Lima, Perú; Monterrey, México; y Bogotá, Colombia; así como, Santa Fe, San Antonio, Austin y Reno en Estados Unidos y ya se está replicando en otros continentes como África y Asia.



© Erika Nortemann

Por ejemplo, el monitoreo a escala local puede ser usado para establecer en qué medida las prácticas de manejo están generando los efectos esperados en los ecosistemas. A escala de la cuenca hidrológica, el monitoreo puede ofrecer evidencia tangible de los efectos que tienen los proyectos cuenca arriba en las condiciones de los ecosistemas y el suministro de agua cuenca abajo, y documentar las tendencias para lograr los objetivos de los inversionistas en cuanto a los servicios ecosistémicos¹.

Monitorear es el acto de coleccionar información acerca de algo a lo largo del tiempo para proporcionar datos sobre su estado y sus cambios. Las medidas son una manera de poner la información del monitoreo dentro de un contexto para comunicarla a una audiencia específica. En muchas ocasiones, el monitoreo es realizado para coleccionar una gran cantidad de datos de los cuales pocos o ninguno de ellos es usado para comunicar, o bien para guiar o evaluar las decisiones de manejo. El desarrollo de indicadores clave, al igual que la identificación de vacíos de información y de documentación deben servir de base para el monitoreo. Es fundamental que cada Fondo de Agua entienda cuáles son sus requerimientos particulares en cuanto a las medidas y la presentación de informes antes de diseñar su sistema de monitoreo.

Este documento tiene como objetivo ayudar a que las personas que trabajan con los Fondos de Agua entiendan sus necesidades de información y se familiaricen con las fortalezas y debilidades de varios enfoques de monitoreo. El objetivo de la guía no es crear expertos en monitoreo, sino más bien ayudar a familiarizarse con dicha tarea y estar al corriente de los principales problemas que puedan surgir, de manera que los encargados de llevar a cabo el control puedan comunicarse eficientemente con los expertos para diseñar un programa de monitoreo justificable científicamente.

El documento destaca las necesidades críticas de información comunes a los proyectos de Fondos de Agua y resume los problemas y las medidas a las que hacer frente en el desarrollo de un programa de monitoreo. Explica conceptos claves y desafíos, sugiere parámetros de monitoreo y un arreglo de diseños de muestreo a considerar como punto de partida; además, provee sugerencias para lecturas adicionales, enlaces a recursos útiles y una bibliografía anotada de estudios sobre los impactos que han resultado de actividades comúnmente implementadas por los Fondos de Agua.

Cada Fondo tendrá sus metas particulares, su estructura de gobernanza, actividades y limitantes, de acuerdo con lo que determinen los administradores del fondo bajo el contexto de las circunstancias ecológicas, socioeconómicas y políticas. Las necesidades de información específicas, incluyendo los requerimientos mínimos de monitoreo, serán definidos en última instancia por los administradores del Fondo, en colaboración con sus socios. Sin embargo, para obtener una imagen completa de la eficacia de un Fondo de Agua, idealmente deberán monitorear los impactos que se presentan en cada uno de los siguientes temas: función, servicios y beneficios ecosistémicos, hábitats y biodiversidad, y comunidades (ver capítulo 4).

Para cada uno de estos temas, esta guía proporciona una descripción general de los parámetros y diseños de monitoreo adecuados para metas particulares, con un conjunto de medidas de tendencia central, cuya inclusión podría ser adecuada en la mayoría de los programas de monitoreo de los Fondos de Agua. Adicionalmente, se resumen cuestiones relacionadas con controles, factores externos, lapsos de tiempo para obtener resultados, y aspectos de rigor estadístico, con el fin de proporcionar ideas sobre los componentes que deben ser evaluados al desarrollar el programa de monitoreo.

Un programa de monitoreo que incorpore medidas robustas de los temas arriba identificados y que esté diseñado para atender las metas específicas de los Fondos de Agua, será un programa bien equipado para promover las actividades que demuestren generar los mayores beneficios y, al mismo tiempo, será capaz de demostrar a las comunidades locales e inversionistas que vale la pena mantener el proyecto en el futuro. Este documento presenta un conjunto de pasos básicos para definir las necesidades y prioridades

¹ El término servicios ecosistémicos es usado en este documento para denotar los servicios que derivan de los ecosistemas para el beneficio del ser humano. En América Latina estos son generalmente referidos como servicios ambientales o servicios de la cuenca hidrológica.

de monitoreo; así como, un conjunto inicial de parámetros y diseños a considerar para cumplir con dichas necesidades. Más allá de estos componentes fundamentales, es posible que se requieran de parámetros adicionales o enfoques alternativos para que cada Fondo de Agua desarrolle un programa de monitoreo completo, fundamentado científicamente, ecológicamente significativo y localmente relevante.

LECTURAS ADICIONALES

Para un resumen de las necesidades y los enfoques de monitoreo para proyectos de pagos por servicios de cuentas hidrológicas ver:

Porras, I., Alyward, B. Y Dengel, J. (2013). Monitoring payments for watershed services schemes in developing countries, IIED, Londres.

Los socios de los Fondos de Agua comparten una visión común: proteger y restau-

rar los sistemas naturales para ayudar a mantener y mejorar la calidad del agua, regular los flujos hídricos y conservar la biodiversidad en beneficio de las personas. Las actividades de los Fondos de Agua están alineadas con la misión de The Nature Conservancy de proteger la naturaleza y preservar la vida.

.....



© Erika Nortemann



© Adriano Gambarini

Primera sección: Preparación

Antes de desarrollar un programa de monitoreo, es importante definir y priorizar las necesidades de información, conocer los tipos y fuentes de información ya existente; además, los vacíos de información y las oportunidades para cubrir dichos vacíos. También es necesario asegurar que en el diseño de los programas de monitoreo se involucre a los expertos adecuados y así asegurar que la recolección y análisis de datos se realice de manera rigurosa y con fundamentos científicos.

Capítulo 1: Prioridades para el monitoreo

¿Qué información necesitamos?

Generalmente los Fondos de Agua cuentan con recursos económicos y capacidades técnicas limitadas para implementar programas de monitoreo por lo que es sumamente importante orientar los pocos recursos que se tienen en obtener la información más relevante. Un programa de monitoreo efectivo debe sustentarse en un claro entendimiento de las preguntas que deben contestar los datos colectados durante el monitoreo, preguntas que generalmente se orientan a estimar el progreso para lograr las metas, proporcionar información a los inversionistas, programas y comunidades participantes con relación a dicho progreso, y dar retroalimentación para facilitar el manejo adaptativo.



© Erika Nortemann

Las metas de los Fondos de Agua

Los Fondos de Agua deben contar con metas a largo plazo específicas, desarrolladas como parte de una fase inicial de planeación del proyecto, a partir de la consulta a expertos y actores interesados, y que se relacionen con las funciones, servicios y beneficios ecosistémicos que se consideran más relevantes para el éxito del Fondo. Un objetivo central del monitoreo debe ser dar seguimiento al proceso para lograr las metas y los objetivos a corto plazo.

El monitoreo de impacto generalmente tiene como prioridad evaluar los servicios ecosistémicos, la conservación de la biodiversidad y los efectos en la gente. Dicho monitoreo debe enfocarse en resultados cuantificables (e.g. la restauración de 55,000 hectáreas de la vegetación disminuyó en un 10% las concentraciones de sedimento en la fuente de abastecimiento de agua, ahorrando anualmente \$100,000 e impidiendo el desarrollo futuro de infraestructura y costos de manejo que se habrían cargado a los usuarios del servicio de agua), más que en los mecanismos ecológicos detrás de los resultados (e.g. raíces más profundas y una cobertura más densa de arbustos dan como resultado una mayor retención de sedimento). Este último aspecto del monitoreo suele ser un tema central para los investigadores, pero generalmente no es una prioridad para el monitoreo en los Fondos de Agua, el cual está más centrado en los resultados esperados por los inversionistas y comunidades participantes (si bien este tipo de monitoreo puede ser llevado a cabo de haber necesidad, capacidad e interés).

Las metas de los Fondos de Agua deben ser claramente establecidas como parte del proceso inicial de planeación y deben expresarse en términos de declaraciones generales como:

- Mantener un abasto regular de agua con buena calidad para los usuarios.
- Reducir la necesidad de invertir en infraestructura y acciones de manejo adicionales para asegurar el abasto de agua municipal.
- Mantener la biodiversidad terrestre y acuática natural en la cuenca hidrográfica.
- Mejorar la calidad de vida de las comunidades participantes.

Las metas del proyecto típicamente incluyen objetivos más precisos para definir el éxito. Dichos objetivos deben ser definidos usando el sistema SMART (por sus siglas en inglés) donde los objetivos son específicos (Specific), cuantificables (Measurable), alcanzables (Achievable), realistas (Realistic) y definidos temporalmente (Time-bound). Por ejemplo:

- Reducir las cargas de sedimentos en los puntos de captación de agua corriente abajo en un 15% en 10 años.
- Restaurar los ensambles de invertebrados acuáticos a las condiciones de referencia en 10 años.
- Disminuir la incidencia de las enfermedades transmitidas por el agua en las comunidades corriente arriba en un 50% en 5 años.
- Disminuir los costos de tratamiento de agua en los puntos de captación de agua corriente abajo en un 20% en 10 años.
- Proteger o restaurar 30% de los corredores riparios en 10 años.

Otras necesidades de información

Además de dar seguimiento al progreso para alcanzar las metas del proyecto, al considerar las prioridades de monitoreo deben atenderse otras necesidades de información. En este sentido, es útil considerar qué tipo de información se espera obtener, por quién, con qué plazos y en qué forma será presentada.

Los Donantes (individuos, fundaciones y organizaciones que proporcionan financiamiento) generalmente quieren saber de manera regular:

- ¿Qué progreso se está teniendo en la implementación?
- ¿Qué tipo y grado de respuestas ambientales, sociales y económicas se está teniendo como resultado de las actividades?

Asimismo, los donantes generalmente requieren que se reporte el progreso sobre cualquier objetivo explícito o productos que hayan sido incluidos en las propuestas de financiamiento.

Los inversionistas (individuos y corporaciones que esperan beneficios a cambio del apoyo económico que ellos proporcionan) generalmente quieren saber:

- ¿Las actividades están cambiando la situación en la dirección correcta para alcanzar los objetivos (e.g. se están reduciendo las cargas de sedimento y nutrientes)?
- ¿Las actividades están generando los beneficios esperados por los inversionistas? (e.g. ¿han habido reducciones en los costos de operación, o se ha reducido el riesgo de escasez de agua durante la época seca?)
- ¿Cuánto han costado las actividades y cuál ha sido el rendimiento de las inversiones de dichas actividades?

Las comunidades participantes (aquéllas que reciben los pagos o compensación de parte de los Fondos de Agua) generalmente quieren saber:

- ¿Las actividades por las que están siendo pagados están generando beneficios para ellos, el ambiente y/o el proyecto?

Los administradores (aquéllos que toman las decisiones de manejo) y socios participantes (aquéllos que implementan las decisiones de manejo y actividades de apoyo) necesitan información más detallada que los otros grupos ya que ellos están involucrados en tomar decisiones estratégicas de manejo y de distribución de recursos para el Fondo de Agua. El monitoreo puede permitir que estas entidades de manejo hagan cambios a los programas si los beneficios esperados no se están alcanzando como previsto. Existen cinco tipos de preguntas que abordan los temas más importantes para la administración de un Fondo de Agua:

1. Preguntas centradas a dar seguimiento a la implementación de actividades que son pagadas por el Fondo:
 - » ¿Cuándo y dónde se han implementado las actividades?
 - » ¿Cuántas hectáreas y/o kilómetros de actividades se han implementado en cada área en total?
 - » ¿Cuánto ha costado cada actividad por hectárea o kilómetro?
 - » ¿En qué grado se han implementado las actividades en áreas prioritarias?
 - » ¿Cuántos hogares se han beneficiado como parte de un programa de pago por servicios ecosistémicos (PES)?

Este tipo de preguntas se discuten con más detalle en el Capítulo 8 (Implementación del monitoreo).

2. Preguntas centradas en la escala local (o escala más pequeña) para monitorear los impactos de tipos específicos de actividades de manejo:
 - » ¿Qué efecto ha tenido la instalación de cercas vivas en las tasas de sedimentación en los tramos de la corriente de agua adyacentes? ¿Cómo se compara esto con el efecto que tiene mantener el ganado fuera de las corrientes de agua?
 - » ¿Qué efecto tiene cercar al ganado en la regeneración de la cubierta vegetal?
 - » ¿Qué efecto tiene la restauración de la vegetación natural en el caudal?

El monitoreo de impacto debe incluir funciones, servicios y beneficios ecosistémicos (Capítulo 10), hábitats y biodiversidad (Capítulo 11) y comunidades (Capítulo 12).

3. Preguntas para evaluar los impactos de las actividades de los Fondos de Agua a la escala de la cuenca hidrográfica:
 - » ¿Están ocurriendo cambios a gran escala en la dirección y grados esperados como consecuencia de las actividades implementadas por el Fondo de Agua?
 - » ¿Se están implementando las actividades a una escala suficiente para alcanzar las metas del proyecto?
 - » ¿El conjunto de actividades está alcanzando los impactos predichos por los modelos?

El monitoreo para evaluar las tendencias se discute en el Capítulo 9, y el monitoreo de impacto se discute en los Capítulos 10, 11 y 12. El uso de modelos de cómputo para ayudar a evaluar los impactos y mejorar las estrategias de manejo se discute en el Capítulo 2.

4. Preguntas relacionadas con las condiciones ambientales actuales o futuras que permitan explorar nuevos desafíos y oportunidades para alcanzar las metas del proyecto:
 - » ¿Existen condiciones (e.g. actividades agrícolas, caminos, fuentes de sedimentación como inestabilidad de los márgenes) que no hayan sido previamente consideradas y que deberían serlo para la implementación de las actividades del Fondo de Agua?

Este tipo de preguntas pueden ser atendidas a partir de un monitoreo de reconocimiento (Capítulo 7) y monitoreo continuo de los factores externos (Capítulo 5).

5. 1. Preguntas diseñadas para entender los factores externos a las actividades del Fondo de Agua que pueden afectar los resultados del proyecto:
 - » ¿Qué otros proyectos que afectan la calidad y cantidad del agua están operando dentro de la misma cuenca hídrica?
 - » ¿Qué otros programas socioeconómicos están trabajando con las comunidades del Fondo de Agua?
 - » ¿Qué otros factores (e.g. cambio climático, deforestación, nuevas actividades agrícolas) están provocando cambios dentro de los límites del proyecto del Fondo de Agua?

Existen muchos factores que pueden afectar a la cuenca, que está fuera del control del Fondo de Agua. Algunos antecedentes en el cambio de uso del suelo, variaciones climáticas y fuerzas macro-económicas pueden impactar la calidad del agua, su flujo, la biodiversidad y las condiciones socioeconómicas. Para poder comprender de manera precisa los impactos (o falta de impacto) de las actividades del Fondo y separarlas de otros factores, es indispensable monitorear los factores externos, al mismo tiempo que el progreso logrado para alcanzar las metas del programa. Revisar el Capítulo 5 para una discusión sobre la relevancia de los factores externos que pueden tener un impacto en las condiciones de la cuenca.

LECTURAS ADICIONALES

Para mayor información sobre formular las metas del proyecto y traducir las metas en objetivos de monitoreo, ver :

Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Technical Guide (2011).
<http://www.doi.gov/initiatives/AdaptiveManagement/TechGuide.pdf>

The Nature Conservancy—Water Funds: Conserving green infrastructure: A guide for design, creation and operation (Capítulo 6: Evaluation, Monitoring, and Adaptive Management)
<http://conserveonline.org/library/water-funds-conserving-green-infrastructure.-a/view.html>

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (Parte 614, Capítulo 3: Objectives)
http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

USGS Patuxent Wildlife Research Center—Managers' Monitoring Guide: Adaptive Management -Integrating Monitoring and Management
<http://www.pwrc.usgs.gov/monmanual/management.htm>

Wood, L. (2011). Global marine protection targets: How S.M.A.R.T are they? *Environmental Management*, 47(4), pp. 525-535.
<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00267-011-9668-6?LI=true>

Capítulo 2: Variables y validación del modelo

Entendiendo la precisión de las variables del modelo y de sus resultados

Muchos Fondos de Agua usan modelos computarizados que permiten identificar las prioridades espaciales para la implementación de sus actividades, definir los resultados esperados y los rendimientos de las inversiones. Cuando estos modelos son usados junto con mapas de uso del suelo, cobertura vegetal y con cierto tipo de información proveniente del monitoreo (como se discute en la Sección 4) pueden ayudar a contestar preguntas complejas sobre el manejo como:

- ¿Las actividades están siendo implementadas con la suficiente amplitud y en los sitios más importantes para alcanzar las metas del proyecto?
- ¿Cuál es la relación dosis-respuesta esperada para ciertas actividades de manejo y cuáles son sus impactos?
- ¿Se está implementando la combinación adecuada de actividades para alcanzar las metas del proyecto?

El modelado por computadora puede haberse usado para desarrollar el plan de manejo inicial de un Fondo de Agua y sus resultados esperados. Si al inicio del proyecto en la literatura no están disponibles los datos empíricos sobre los tipos de actividades que se incluyen en los modelos, es posible definir algunas de las variables del modelo usando valores por defecto o estimaciones derivadas de la consulta a expertos. Los datos del monitoreo pueden dar a los modelos una base para generar estimaciones más precisas. En todos los casos, el uso de datos actualizados en los modelos permitirá calibrar (ajustar estimaciones futuras con base en resultados pasados) y validar (confirmar la precisión del modelo al comparar los datos observados con los datos esperados) continuamente, y en última instancia producir información regional y local específica, valiosa para guiar las actividades y para definir las expectativas de los Fondos de Agua.



© Shirley Sáenz

LECTURAS ADICIONALES

Para mayor información acerca de la aplicación de modelos e información sobre modelos específicos, ver:

AGNPS: AGricultural Non-Point Source Pollution Model
<http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5199>

BASINS: Better Assessment Science Integrating Point & Non-point Sources
<http://water.epa.gov/scitech/datait/models/basins/index.cfm>

FIESTA: Fog Interception for the Enhancement of Streamflow in Tropical Areas
<http://ambiotek.com/website/content/view/25/49/>

InVEST: Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs
<http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>

RIOS: Resource Investment Optimization System—A Tool for Water Funds Design
http://www.naturalcapitalproject.org/pubs/RIOS_brief.pdf

SWAT: Soil and Water Assessment Tool
<http://swat.tamu.edu/>

World Bank—Modeling for Watershed Management: A Practitioner's Guide
<http://water.worldbank.org/publications/modeling-watershed-management-practitioners-guide>

.....
Para información acerca de la calibración y validación de modelos, ver:

Abbaspour, K., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J., Zobrist, J. y Srinivasan, R. (2007). Modeling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333, 413-430.
<http://ssl.tamu.edu/media/11471/karim-swis-swat-application.pdf>

Duan, Q., Gupta, H. V., Sorooshian, S., Rousseau, A. N., y Turcotte, R. (Eds.) (2003). Calibration of Watershed Models. *Water Science and Application*, 6. doi:10.1029/WS006.

FitzHugh, T. W. y Mackay, D. S. (2000). Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. *Journal of Hydrology*, 236, 35-53.
http://water.geog.buffalo.edu/mackay/pubs/pdfs/fitzhugh_mackay_joh.pdf

Srinivasan, R., Ramanarayanan, T.S., Arnold, J.G. y Bednarz, S.T. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part II: Model application. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 91-101.
<http://www-ssl.tamu.edu/media/11971/large%20area%20hydrologic%20modeling%20and%20assessment%20part%202.pdf>

White, K. y Chaubey, I. (2005, octubre). Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model. *Journal of the American Water Resources Association*, 1007-1089.
https://engineering.purdue.edu/~ichaubey/Pubs/White_Chaubey_JAWRA_Oct05.pdf

Capítulo 3: Evaluación de la evidencia y recursos existentes

Compilación de la información relevante

Para evaluar los impactos que tienen los Fondos de Agua en el tiempo siempre será necesario realizar cierto grado de monitoreo acerca del estado y las tendencias de las características del ecosistema o de la gente que se desean cambiar. Sin embargo, antes de diseñar el sistema de monitoreo que permita entender o verificar los impactos esperados de un proyecto dado, siempre es útil llevar a cabo una revisión bibliográfica que dé evidencia acerca de la relación entre las actividades de manejo y los resultados esperados.

Recopilar esta evidencia puede aportar información útil sobre los resultados esperados, fortalecer el proceso de definición de las metas, y reducir significativamente la carga sobre el monitoreo para presentar evidencia que establezca la causalidad. Una revisión bibliográfica sobre los trabajos previos puede proporcionar información sobre los posibles tipos de impacto y sus rangos, o acerca de la temporalidad en que se espera puedan detectarse los cambios una vez implementadas las actividades, entre otros tipos de información útil. Usar información sobre investigaciones previas permite que los recursos se enfoquen a aquellos temas y lugares donde más se necesita el monitoreo. Es más importante monitorear los impactos de las actividades que no han sido extensivamente estudiadas que coleccionar datos para ilustrar relaciones de causa y efecto que ya han sido documentadas repetidamente.

Un análisis exhaustivo de estudios previos también permitirá ajustar los parámetros del modelo. Por ejemplo, los Fondos de Agua suelen usar modelos espaciales que permiten estimar los resultados que tienen las actividades de manejo en la escorrentía y la retención de suelo. Es posible que para estos modelos sea necesario usar valores que estimen el grado con que una actividad transforma un sitio, o bien el grado con que una secuencia de actividades transforman el ecosistema hacia un estado deseado, como por ejemplo a una cobertura vegetal natural. El modelo puede también estimar el grado con que esas modificaciones al ecosistema afectan la escorrentía y la retención del suelo. Existen estudios que han documentado transformaciones en proyectos de restauración en otros sitios con ecosistemas similares. Varios escenarios de restauración, pueden ayudar a perfeccionar estos parámetros mejorando significativamente la confianza que se tenga tanto en las variables del modelo como en sus resultados. Por su parte, el monitoreo puede ayudar a llenar los vacíos de información cuando ésta no está aún disponible.



© Erika Nortemann

Por lo general, la literatura disponible sobre la relación entre actividades, transformaciones e impactos no proviene de la misma zona donde se localiza el Fondo de Agua; sin embargo, puede comenzarse la revisión bibliográfica a partir de estudios que se hayan desarrollado en la misma región y/o en tipos de ecosistemas en relación con el Fondo de Agua, o aquéllos que usan tipos de manejo de agua o estructuras comunitarias similares. Después, si aún se necesita mayor información para comenzar con el diseño del monitoreo, la búsqueda de información puede extenderse (por ejemplo, a América Latina, después a bosque tropical húmedo o pastizales alpinos y a comunidades similares en todo el mundo, y luego a cualquier lugar donde se ha realizado y documentado investigación en este tema). La información proveniente de otras áreas puede tener limitaciones al usarla fuera de cierta región, pero puede también ser útil para establecer relaciones causa-efecto básicas.

Por ejemplo, estudios realizados en el centro de las montañas rocallosas en Norte América puede ser muy útil en proporcionar evidencia de que mantener al ganado fuera de las zonas riparias mejora la calidad de agua. Sin embargo, será de poca ayuda para prever la tasa de crecimiento de las plantas y los periodos de tiempo para la recuperación del ecosistema en una zona con características climáticas muy diferentes. La literatura existente también puede proporcionar ejemplos acerca de qué y cómo monitorear, y de los enfoques analíticos que pueden ser usados para evaluar los resultados. Al revisar la literatura debe tenerse claro cuáles son las necesidades de información específicas del proyecto, incluyendo datos sobre los impactos sociales y económicos de enfoques similares en el manejo de los recursos. Es importante que se documenten resúmenes de la información existente, así como, de los vacíos de información.

Revisiones bibliográficas sistemáticas y metaanálisis

Para poder tener una idea de qué es lo que ya se sabe sobre los impactos de ciertas actividades es necesario llevar a cabo una revisión sistemática de la literatura disponible, tanto de fuentes académicas como no académicas. Las revisiones sistemáticas aportan una síntesis de los estudios, la información y la evidencia, y por lo general incorporan los resultados en un metaanálisis. El metaanálisis es un enfoque estadístico que combina y contrasta los resultados de distintos estudios para identificar patrones comunes y diferencias entre ellos, y generalmente proporcionan el tipo, promedio ponderado y rango de efectos de una actividad con base en una serie de estudios. Las revisiones sistemáticas y los metaanálisis son de especial utilidad para informar las metas SMART (ver Capítulo 1), así como para documentar los efectos de las actividades que están bajo consideración de un Fondo de Agua. Una guía para realizar revisiones bibliográficas sistemáticas y metaanálisis está disponible en el Centre for Evidence Based Conservation (www.cebc.bangor.ac.uk) y una biblioteca de este tipo de revisiones se mantiene gracias a la organización Collaboration of Environmental Evidence (www.environmentalevidence.org).

En el anexo de este documento se incluye una revisión de literatura inicial acerca de investigación ecológica sobre actividades similares en tipo y escala a aquellas que se han implementado en muchos de los Fondos. Asimismo, se incluye un enlace a una lista en la que se pueden buscar los temas y el contenido de los estudios citados. Asimismo, el Capítulo 12 contiene una revisión bibliográfica preliminar sobre los impactos de los programas de pago o compensación por servicios ecosistémicos (PES/CES por sus siglas en inglés), incluyendo enlaces a recursos que pueden ser de ayuda.

No debe pasarse por alto los recursos locales para conseguir información, es importante hablar con los investigadores de las universidades en el área (especialmente aquéllos que ya están trabajando con, o hayan expresado interés en algún proyecto del Fondo de Agua) para ver si se puede obtener información relevante o referencias a otros expertos que podrían ayudar a atender las necesidades de información. Generalmente existe una gran cantidad de experiencias y conocimientos directos que no se han publicado, y aunque debe tenerse cuidado de no depender de la “opinión de expertos” que no han pasado por un proceso de revisión por pares, esta puede llegar a ser un recurso valioso.

Identificar y evaluar esfuerzos previos de monitoreo

Es importante explorar y comprender qué usos potenciales pueden tener los programas de monitoreo que se llevan a cabo en el área del proyecto. La mayor parte del monitoreo necesario para evaluar los servicios ecosistémicos y sus beneficios puede estar ya en marcha, por lo que parte de las necesidades de información de los Fondos de Agua pueden estar ya cubiertos. El monitoreo se realiza de manera regular por parte de los servicios de agua, las compañías hidroeléctricas, las agencias de administración de los recursos hídricos, los municipios, y una amplio rango de agencias gubernamentales. De este modo, es importante identificar los requerimientos regulatorios para monitorear y reportar en el área de implementación del Fondo de Agua para así entender qué información podría ya estar disponible.

El monitoreo con propósitos de investigación también se realiza por universidades, agencias de gobierno y organizaciones sin fines de lucro. Si bien es posible que los datos provenientes de esfuerzos de monitoreo preexistentes atiendan únicamente de manera parcial las preguntas y necesidades del un proyecto, es necesario evaluar lo que se tiene disponible para identificar los vacíos que deben ser llenados por el programa de monitoreo. Conocer los parámetros, localización, frecuencia y métodos usados por los esfuerzos previos de monitoreo también dará la oportunidad de explorar la colaboración para incluir parámetros adicionales o sitios de colecta de datos proporcionando apoyo económico u otro tipo de ayuda.

Cuando se está desarrollando un Fondo de Agua, definir las necesidades de información debe ser parte inicial del diseño y no así un planteamiento a posteriori. Es común que instituciones públicas o privadas, y las organizaciones sin ánimo de lucro se encuentren colectando y evaluando datos que cubrirían las necesidades de información; sin embargo, la información no está realmente disponible debido a cuestiones de privacidad o de intercambio de datos. En este sentido, una prioridad al evaluar la disponibilidad de datos y llenar los vacíos de información debe ser la elaboración de memorandos de entendimiento para el intercambio de datos, o cualquier acuerdo formal que permita tener acceso a los datos o bien permita que ciertos resultados analíticos sean proporcionados al principio del proyecto.

Identificar el acceso a los expertos y a las capacidades técnicas

En todas las etapas del diseño, implementación y análisis del sistema de monitoreo debe involucrarse la participación de expertos en ciencias ambientales, sociales y económicas. Los expertos locales, regionales y mundiales pueden proporcionar no sólo una amplia gama de perspectivas y experiencia, sino el acceso a la colaboración y a la información. Los expertos locales por su parte, también conocen los datos que se están colectando actualmente; así como, las oportunidades de colaboración con otros expertos en el área para llenar los vacíos de información, administrar la información, diseñar el monitoreo, realizar muestreos y realizar análisis. El monitoreo debe ser visualizado como un proceso de cooperación destinado a incluir la experiencia técnica y científica necesaria para obtener suficiente rigor (ver el Capítulo 6 para una discusión acerca del rigor científico). Es fundamental enfatizar la importancia de que los estadistas sean consultados con anterioridad a la colecta de datos para así poder asegurar que el diseño de monitoreo seleccionado permitirá la elaboración de los análisis estadísticos adecuados, y que además, se incluyan suficientes réplicas de las muestras para poder abordar de manera adecuada las variaciones esperadas en los valores de los parámetros medidos.



Segunda sección: Conceptos y consideraciones para el monitoreo

La recolección y el análisis de datos deben aportar la información necesaria para contestar de manera eficiente las preguntas para las cuales fue diseñado el monitoreo. Esto no quiere decir que cuantos más datos recojamos más cerca estaremos de contestar a las preguntas, sino que los datos deben ser recolectados y analizados para tomar en cuenta las dinámicas ambientales y socioeconómicas, demostrando claramente la causalidad de los resultados. Existen una variedad de conceptos y consideraciones básicas que deben comprenderse para desarrollar los enfoques del monitoreo y realizar un análisis adecuado, que atienda los requerimientos de información del proyecto.

Capítulo 4: Desfases temporales y escalas espaciales

Los resultados no suceden de manera instantánea

El ambiente responde a las actividades de manejo a distintas escalas espaciales y temporales. Entender estas diferencias es crítico para crear expectativas apropiadas para los resultados, así como, para diseñar un monitoreo que ofrezca información apropiada en los plazos previstos. Los proyectos a nivel de cuenca hídrica generalmente fallan en atender sus expectativas debido a que no se toma en cuenta el tiempo que transcurre entre que se implementan las actividades y el momento en el que ya se pueden medir los cambios en el ambiente. Aún cuando las actividades estén bien diseñadas y se hayan aplicado plenamente, los esfuerzos de monitoreo pueden no mostrar resultados definitivos si el enfoque de monitoreo usado no toma en cuenta el desfase temporal que existe entre la implementación de las actividades y la respuesta del ambiente. Los principales componentes de este desfase temporal incluyen el tiempo que se necesita para: a) que una actividad produzca un efecto; b) que el efecto sea transferido al ambiente; c) que el ambiente responda al efecto; d) la efectividad del programa de monitoreo para medir la respuesta (Meals et al., 2010).

Los desfases temporales son influenciados por el tipo y la escala de las actividades, la escala y la magnitud del problema que se está atendiendo y los ambientes en los que estas actividades son implementadas. Algunas actividades que atienden la contaminación a escala local y las fuentes puntuales de contaminación y la degradación del hábitat, como son la exclusión del ganado o el manejo de estiércol en corrientes de agua pequeñas, se asocian con respuestas ambientales relativamente rápidas (menos de un año a varios años). Sin embargo, puede llevar décadas detectar el impacto de actividades que atienden las fuentes no puntuales de contaminación, o bien fuentes de contaminación a escala de paisaje, y degradación del hábitat como son la restauración a gran escala de la cobertura vegetal y el control de la erosión en cuencas más grandes (Meals et al., 2010).

Por lo general, un número limitado de fuentes de contaminación del agua tienen una corta duración en el sistema de la corriente de agua (horas a semanas), mientras que los nutrientes disueltos de fuentes no puntuales como son la escorrentía de la agricultura tienen una duración intermedia (horas a meses para la escorrentía, años a décadas si se asocia con aguas subterráneas), y los sedimentos y nutrientes asociados y otros contaminantes provenientes de la escorrentía de fuentes no puntuales pueden tener una duración de décadas, dependiendo de la ubicación y de la dinámica de la cuenca.

Las condiciones ambientales también afectan estos desfases temporales. Por ejemplo, la vegetación crece más lentamente en ambientes más fríos, y los cambios en la cobertura y subsecuentes cambios en el ecosistema de agua dulce tomarán más tiempo que aquellos de los ambientes más cálidos. La tasa y la magnitud a la cual el agua corre en las corrientes de agua también afecta el tiempo en que habrá un efecto sobre las concentraciones de sedimento y nutrientes, debido a que la magnitud y la tasa a la cual el agua corre afecta los tiempos de carga, transporte y permanencia en el sistema.

Estas diferencias en los lapsos de tiempo son críticos para definir los enfoques de monitoreo a usar. El monitoreo a escala local puede indicar los tipos y grados de beneficios de las actividades en un periodo de tiempo corto. Por su parte, el monitoreo a la escala de la cuenca que es necesario para evaluar los efectos de un Fondo de Agua en su conjunto tomará más tiempo para detectar cambios y estará sujeto a la influencia de más factores externos.

LECTURAS ADICIONALES

Para la fuente original de gran parte de la información de este capítulo, así como una revisión sobre los desfases temporales en la respuesta de la calidad del agua a las prácticas de manejo, ver:

Meals, D. W., Dressing, S.A. y Davenport, T. A. (2010). Lag time in water quality response to best management practices: A review. *Journal of Environmental Quality*, 39, 85-96. doi:[10.2134/jeq2009.0108](https://doi.org/10.2134/jeq2009.0108)
<http://ebookbrowse.com/gdoc.php?id=73575476&url=99e90aac15f6873643d06e46ae1234b4>

Capítulo 5: Controles y factores externos

Entendiendo los cambios que resultan de otras fuentes a las actividades de manejo del Fondo de Agua

Para poder aislar los efectos de las actividades de un Fondo de Agua y entender el grado con que estas actividades están contribuyendo a los cambios observados, es necesario incluir controles en el diseño del estudio de monitoreo. Se escoge un control para evidenciar lo que habría ocurrido sin la presencia de las acciones, políticas o programas de manejo. Idealmente un sitio, una cuenca, o un grupo control comienzan con las mismas características o características similares, que serán afectados por las actividades del Fondo de Agua (es decir el sitio, cuenca o grupo impacto). Los controles experimentan las mismas o similares circunstancias a lo largo del tiempo, excepto que no son sujetos a las actividades del Fondo. Esto permite a los investigadores aislar relaciones de causalidad de correlación y casualidad.



© Erika Nortemann

A la escala de la cuenca hidrográfica, identificar el control adecuado suele ser un desafío si no es una tarea imposible. Por ejemplo, en un diseño de dos cuencas hidrográficas donde una actividad o un conjunto de actividades están siendo implementadas en una de las dos, la otra cuenca donde no se están implementando las actividades suele ser erróneamente considerada como control. Una cuenca únicamente puede ser considerada como un verdadero control si se ha evaluado su similitud con la cuenca impacto antes de la implementación de las actividades en ésta última. La similitud es medida en términos de características, tales como, tamaño de la cuenca, elevación, densidad y pendiente de las corrientes de agua, geología, clima y patrones de uso del suelo y cobertura vegetal, calidad del agua y caudal. Sin una evaluación de este tipo no existe suficiente evidencia para definir a la cuenca hidrográfica como un control válido. Cuando no es posible encontrar una cuenca control adecuado, es posible usar diseños alternativos como los que se discuten en los capítulos de monitoreo de impacto.

De la misma manera, para poder seleccionar un grupo control que permita juzgar los impactos en el bienestar social que las actividades de un Fondo de Agua tienen, deben tomarse en cuenta factores como la situación socioeconómica y los patrones de tenencia de la tierra (por ejemplo, propiedad comunal o propiedad privada). Las comunidades control e impacto deben ser lo más parecidas posible en términos de estas y otras características relevantes antes de que se inicien las actividades, de otro modo cualquier diferencia encontrada entre las comunidades puede deberse a diferencias preexistentes más que al impacto del Fondo de Agua. En el Capítulo 12 se ofrece un enfoque para comparar comunidades que difieren en algunas características antes de la implementación del proyecto; sin embargo, es esencial contar con datos de referencia para los indicadores socioeconómicos para las comunidades de control e impacto.

Si podemos aislar la causa y estimar la magnitud del cambio producto de las actividades, podemos entonces demostrar que las actividades del Fondo de Agua están haciendo una diferencia y describir el grado con que estas diferencias están ocurriendo en el tiempo. Esto último es de suma importancia en vista del cambio climático o los patrones de uso del suelo. Las cuencas hidrográficas donde los Fondos de Agua están operando no necesariamente se mantendrán estáticas, incluso en áreas donde las actividades no se están implementando. Es importante dar seguimiento a los factores externos que potencialmente están influyendo en los resultados del proyecto en todas las cuencas que son parte del Fondo, así como, en aquellas usadas como control o referencia.

En los casos en donde no es posible definir y monitorear controles adecuados es especialmente importante dar seguimiento a los factores externos. Dicha información puede ser usada para modelar lo que habría pasado en un escenario sin cambios, e ilustrar cuáles son las contribuciones que ha hecho el Fondo de Agua. Los cambios en el uso del suelo y la cobertura vegetal, el tamaño y la distribución de la población y el clima son atributos básicos que deben ser monitoreados en el tiempo. De existir datos disponibles también debe monitorearse información adicional como los cambios en las prácticas de manejo entre las categorías de uso del suelo, los patrones de extracción del agua, las tasas de aplicación de fertilizantes, la densidad de ganado y la extracción de recursos naturales. Asimismo, para los estudios socioeconómicos es esencial monitorear los factores, aparte de las actividades del Fondo de Agua, que pueden estar impactando a las comunidades participantes o de control, como son los programas de apoyo económico o proyectos de educación externos al Fondo.

Para demostrar el éxito del proyecto puede ser complejo monitorear los factores externos y comparar las áreas control e impacto. Por ejemplo, es posible que en algunos casos el flujo de base de una corriente de agua disminuya a lo largo del tiempo debido a factores que están fuera del control del Fondo de Agua. Así pues, es importante aportar evidencia que demuestre qué diferencia han hecho las actividades implementadas y que a su vez indique en qué medida la situación estaría peor sin que esas actividades se hubiesen llevado a cabo. Siguiendo el ejemplo anterior, si el flujo de base disminuye 5% en diez años en la cuenca hídrica de un proyecto ejecutado por el Fondo de Agua, y si los cambios en el clima, uso de suelo, cobertura vegetal y extracción de agua en la cuenca impacto fueron monitoreados durante dicho periodo, es posible modelar los cambios esperados y usar los datos de los factores externos para demostrar que en ausencia de las actividades del Fondo de Agua (modelo de evolución sin cambios) existiría un flujo base mucho menor. Si además es posible presentar datos que demuestren, por ejemplo, que en la cuenca control el flujo base disminuyó un 20% durante el mismo periodo de tiempo, se tendría una evidencia más sólida del valor de las actividades del Fondo de Agua.

En suma, tanto la selección minuciosa de los sitios (y grupos) control para el monitoreo, como el seguimiento adecuado de los factores externos que pueden afectar los resultados del proyecto, son puntos sumamente importantes para demostrar la efectividad de los proyectos de los Fondos de Agua. Estos datos son componentes críticos de un diseño de monitoreo que pueda evaluar exhaustivamente los impactos del Fondo de Agua, proporcionando a su vez información confiable para el manejo adaptativo y permitiendo la comunicación de los resultados a inversionistas y otros actores.

LECTURAS ADICIONALES

Para información acerca de la modelación de resultados potenciales en ausencia de las actividades del fondo de agua, ver:

Morgan, S. L. y Winship, C. (2007). *Counterfactuals and causal inference: Methods and principles for social research*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
<http://ebooks.cambridge.org/ebook.jsf?bid=CBO9780511804564>

Capítulo 6: Rigor estadístico

Garantizar datos justificables

Cuando se diseña una estrategia de monitoreo es indispensable considerar el nivel de rigor de los datos. El rigor toma en cuenta la resolución, precisión y exactitud de las técnicas de monitoreo, así como la capacidad de inferencia del diseño de monitoreo. El nivel idóneo de rigor depende de la pregunta que se quiere contestar, el uso que se dará a los resultados, la variación natural del ambiente, la magnitud con que se espera ocurran los cambios en las variables que se están monitoreando, así como de la capacidad y la financiación disponibles. Cuando se están considerando los parámetros y enfoques de monitoreo siempre debe consultarse a un estadista de modo que se seleccionen con anticipación un diseño de muestreo, replicación y métodos de análisis apropiados. Asimismo, esto garantizará que no se pierda tiempo ni recursos en un diseño que no será capaz de detectar un efecto significativo.

El monitoreo puede ser diseñado para realizar una variedad de comparaciones cada una con distintas capacidades analíticas. Cottingham y colaboradores (2005) aportan ocho modelos de monitoreo alternativos para evaluar respuestas ambientales al manejo de los flujos ambientales, clasificados de acuerdo a su capacidad de inferencia. Estos diseños pueden ser aplicados a una gran variedad de necesidades de monitoreo².

- 1. Diseño de impacto:** Se ha implementado ya una actividad (pero no se cuentan con datos previos a su implementación) y no existen sitios, cuencas o grupos control o de referencia para comparar; el monitoreo se limita al sitio, cuenca o grupo en el que se han implementado las actividades. Estas respuestas pueden ser evaluadas en relación con predicciones específicas basadas en un modelo conceptual. Es muy difícil, o casi imposible, determinar relaciones causales entre los cambios temporales debido a que estos cambios podrían haber ocurrido sin que las actividades hayan sido implementadas.
- 2. Diseño de impacto-referencia:** Es una modificación del modelo de diseño de impacto arriba mencionado, en donde no existen datos previos a la implementación de las actividades, pero donde los mismos parámetros son monitoreados a lo largo del tiempo en sitios, cuencas o grupos tanto de impacto como de referencia, y donde los últimos representan la dirección deseada de cambio para el impacto. Este diseño proporciona una mejor evidencia para establecer una relación causal en el cambio temporal en la respuesta ya que también pueden medirse los cambios naturales en los sitios de referencia. También es posible evaluar si la tendencia de cambio en la localidad de impacto es hacia la condición de referencia.
- 3. Diseño de impacto-control:** Parecido al modelo de arriba (2) excepto que la comparación es con el sitio, cuenca o grupo control. Este diseño aporta una mejor inferencia acerca de la causalidad ya que las comparaciones con el control espacial disminuye la posibilidad de que los efectos de las actividades sean estadísticamente confundidas con el cambio natural.
- 4. Diseño de control-referencia-impacto:** Esta es una combinación de los modelos (2) y (3) antes mencionados. Los análisis estadísticos prueban la divergencia en las tendencias temporales entre el control y el impacto, y las convergencias en las tendencias temporales entre el sitio, cuenca o grupo de impacto y de referencia. Este diseño proporciona una capacidad similar que el modelo (3) en tanto a su capacidad para inferir causalidad, con la ventaja de que es posible evaluar si las tendencias se dirigen hacia las condiciones de referencia.

² El listado de Cottingham et al. (2005) ha sido ligeramente modificado para guardar consistencia con la terminología usada en este documento.

5. **Diseño antes y después de impacto:** Este es un diseño estándar de un análisis de impacto que compara los valores de los parámetros antes y después de que las actividades sean implementadas. Los datos de “antes” proveen las condiciones control de referencia o temporales. La evidencia para las relaciones de causalidad está limitada por la falta de controles espaciales y por lo tanto es poco claro si el cambio habría ocurrido independientemente a la implementación de las actividades. Este diseño también es difícil de usar si las actividades son implementadas gradualmente, si hay un desfase temporal largo para que los impactos ocurran o bien si la diferencia entre el antes y el después no es grande.
6. **Diseño antes y después, referencia-impacto (BARI por sus siglas en inglés):** Este es un diseño similar a (5), pero con la presencia del componente espacial, es decir un sitio, cuenca o grupo de referencia, que proporciona una evaluación de en qué medida los cambios naturales coinciden con los cambios vistos en el sitio de impacto. Este diseño también permite evaluar si la tendencia de una respuesta es hacia la condición de referencia. Se intenta probar si cualquier diferencia entre antes y después de la implementación en la localidad de impacto es la misma que la de la localidad de referencia. La capacidad para inferir causalidad asociada a este diseño es limitada debido a que los sitios, cuencas o grupos de referencia tienen condiciones distintas antes de la implementación de las actividades. Esto hace difícil descartar una respuesta a otros factores que coincidan con el comienzo de la implementación de las actividades.
7. **Diseño antes y después, control-impacto (BACI por sus siglas en inglés):** Similar al diseño (6), pero usando un control espacial en lugar que una referencia. Este diseño provee de una gran capacidad para inferir causalidad porque las comparaciones con controles espaciales y temporales reducen la posibilidad de confundir los efectos de las actividades con las variaciones espaciales y temporales naturales.
8. **Diseño antes y después, control-referencia-impacto (BACRI por sus siglas en inglés):** Una combinación entre (6) y (7) que proporciona una fuerte evidencia para las relaciones causales entre la actividad y la respuesta, y puede también medir, si el cambio es hacia la condición de referencia.

Nótese que para todos estos diseños, la inclusión de réplicas mejora la validez de los contrastes entre el control y el impacto.

La resolución se refiere a la escala con la que se toman las medidas, por ejemplo, si se mide al milímetro más próximo se tiene una mayor resolución que si se mide al metro más próximo. La resolución se ve afectada por elección y/o por la técnica de monitoreo. La precisión se refiere a la capacidad de reproducir el resultado con la misma muestra. La precisión se ve afectada por la técnica de monitoreo y por errores de origen humano y no debe ser confundida con la exactitud, que expresa el grado con que la medida refleja el valor real, independientemente de la precisión de esa medida o el sesgo de la técnica o el observador. La exactitud puede ser afectada por el enfoque y la técnica de monitoreo, así como por errores humanos. Los niveles seleccionados de resolución y precisión pueden afectar la capacidad de medir parámetros que requieren límites de detección bajos, o para discernir cambios grandes o no abruptos. La precisión y la exactitud pueden tener un impacto fuerte en los resultados y la confianza en las expectativas derivadas de modelos de mayor potencia. Al seleccionar el enfoque y las técnicas de monitoreo es importante que se consulte a expertos para ponderar las ramificaciones en los diferentes niveles de resolución, precisión y exactitud a usar.

Un estadista puede diseñar un enfoque de monitoreo que incluya suficiente tiempo, espacio y número de réplicas, así como análisis estadísticos apropiados, que permita reducir la posibilidad de generar supuestos falsos debido a errores estadísticos. Esto es posible si conoce apropiadamente las variaciones naturales, espaciales, estacionales y en el tiempo, que están asociadas con un determinado parámetro, así como la distribución de probabilidades de las hipótesis alternativas. En este sentido deben considerarse

tanto métodos estadísticos paramétricos (aquellos que tienen supuestos sobre la distribución de probabilidades) como no paramétricos (aquellos que no tienen supuestos sobre la distribución de probabilidades).

De acuerdo con las decisiones de manejo de cada proyecto, algunos requerirán tener mayor rigor en su estrategia de monitoreo, como por ejemplo, los Fondos de Agua que son usados para demostrar los beneficios de cierto enfoque a un público más amplio, o cuando los participantes, inversionistas o donantes solicitan resultados cuantitativos y científicamente justificables. También puede necesitarse mayor rigor cuando se requiere probar la efectividad de ciertas actividades para lograr apoyo suficiente para su implementación o bien para generar valores más confiables para las variables de los modelos que son usados para estimar los impactos de las actividades de protección y restauración a escala de la cuenca hídrica. Un mayor rigor se obtiene a partir de diseños de muestreo que ofrezcan la estructura y replicación necesarias para realizar los análisis estadísticos apropiados. Los enfoques estadísticos y sus requerimientos deben definirse antes de que se diseñe el sistema de monitoreo por lo que es imperativo que en dicho diseño se involucre a un estadista desde las etapas tempranas. Algunos factores que deben considerarse al diseñar el monitoreo son la variación natural, las diferencias esperadas en las mediciones y varianza esperada en las respuestas de los atributos, así como los desfases temporales en las respuestas.

A veces se usan enfoques menos rigurosos para ilustrar cambios que son evidentes, para resultados que son expresados a través de categorías (impacto o no impacto en vez del grado de impacto), y para un monitoreo inicial de reconocimiento en donde el objetivo central es identificar temas importantes que deben ser atendidos o que requieren más estudio (ver el Capítulo 7). La fotografía es un componente común de estos enfoques ya que puede comunicar cambios drásticos de manera simple. Este tipo de enfoques también puede ser también usado como parte de un programa de monitoreo basado en las comunidades, donde los miembros de una comunidad local son involucrados en la colecta y análisis de los datos. Este tipo de programas pueden ser indispensables con fines educativos, para mantener el apoyo a los proyectos de los Fondos de Agua, para ganar apoyo político, y para demostrar directamente los beneficios de los esfuerzos de los participantes. No obstante, deben considerarse las limitaciones inherentes de estos métodos en los referente a los límites de detección, precisión y exactitud, así como a las restricciones potenciales a usar este tipo de datos. Existen una variedad de organizaciones y de módulos de entrenamiento que pueden ser evaluados para su inclusión en un componente comunitario de un programa de monitoreo. En la sección de monitoreo de impacto se pueden encontrar enlaces a este tipo de recursos.

LECTURAS ADICIONALES

Para más información sobre diseños y enfoque estadísticos para el monitoreo, ver:

Cottingham, P., et al. (2005). Environmental Flows Monitoring and Assessment Framework. Reporte técnico. CRC for Freshwater Ecology, Canberra.

<http://freshwater.canberra.edu.au/Publications.nsf/0/b217ed362dcbc90bca256fc7001cf693?OpenDocument>

Hurlburt, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187-211.

Quinn, G. P., y Keough, M.J. (2002). *Experimental design and analysis for biologists*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.

Sokal, R.R., y Rohlf, F.J. (1995). *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research* (3a ed.). Nueva York, E.U.: W.H. Freeman.

US EPA—Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection

<http://www.epa.gov/quality/qs-docs/g5s-final.pdf>

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (Parte 615, Capítulo 6: Hypothesis Testing)

http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

USGS—National Analytical Methods Index

<http://cida.usgs.gov/nemi/sams/search/>

Zar, J.H. (2009). *Biostatistical Analysis* (5a ed.). Upper Saddle River, Nueva Jersey, E.U.: Prentice Hall.



© Adriano Gambarini

Tercera sección: Enfoques básicos de monitoreo

La información del monitoreo ayuda al equipo del proyecto a entender los tipos y el origen de los problemas que deben ser atendidos con las actividades y también permite conocer en qué grado están siendo implementadas las actividades para atender dichos problemas. Dar seguimiento al estado y tendencias en el tiempo permite evaluar en qué medida los cambios están sucediendo en la dirección y con la magnitud deseada, y al mismo tiempo ayuda a evaluar el progreso hacia los objetivos del proyecto.

Capítulo 7: Monitoreo de reconocimiento

Familiarizarse con el área del proyecto

El monitoreo de reconocimiento generalmente es usado para identificar el origen de aquellos factores que afectan la calidad del agua y del flujo y que no son fácilmente evaluados usando datos remotos de uso del suelo y cobertura vegetal. Esto puede incluir la condición del canal de la corriente de agua, el riesgo de erosión de los márgenes, operaciones de engorda de animales en confinamiento y otras instalaciones de producción animal, fuentes puntuales o de pequeña escala de contaminación, y los patrones de vegetación del sotobosque y las condiciones del suelo, entre otras. También puede usarse para obtener datos preliminares sobre los patrones de calidad del agua, flujo, hábitat y biodiversidad, que permitan informar el diseño y los métodos de monitoreo a más largo plazo. El monitoreo de reconocimiento no es un sustituto adecuado de un enfoque de monitoreo de impacto diseñado científicamente, sin embargo puede aportar datos de referencia para un programa de monitoreo cuando se usan los métodos adecuados, o servir como una evaluación inicial que llevará a esfuerzos más formales de colecta de datos.

Generalmente el monitoreo de reconocimiento se realiza una sola vez, usando protocolos de evaluación rápida que indican el estado ya sea de manera cualitativa y categórica o bien con resultados cuantitativos gruesos útiles para caracterizar el estado inicial pero que no son lo suficientemente precisos para definir exhaustivamente las condiciones de referencia o detectar tendencias. Sin embargo, las evaluaciones rápidas que son bien documentadas pueden ser usadas para evaluar el funcionamiento de sitios muy dinámicos.

¿Cuándo usar este enfoque?:

- Cuando los datos del monitoreo indican que los datos espaciales con que se cuenta no son capaces de identificar temas y áreas problemáticas, y los métodos de reconocimiento pueden ser usados para identificar y diagnosticar dichos problemas.
- Cuando los datos existentes son limitados o no existen y un monitoreo único puede proporcionar información valiosa sobre el estado de los ecosistemas terrestres y acuáticos.

Supuestos:

- Los enfoques de monitoreo son adecuados para identificar los patrones y el origen de los problemas a partir de un muestreo único y rápido.

Ventajas:

- Generalmente el monitoreo de reconocimiento es más barato que el monitoreo a largo plazo.
- El monitoreo de reconocimiento puede identificar problemas y áreas para ser tratados que no son identificables usando herramientas de datos espaciales.
- El reconocimiento puede realizarse en cualquier momento, dependiendo de los temas y los enfoques de monitoreo adoptados.
- Cuando hay poco conocimiento de un sistema de corrientes de agua o una cuenca hidrográfica, el reconocimiento puede ser una herramienta para que la gente vaya al campo a conocer directamente cuál es la situación del sistema o la cuenca.
- El diseño de muestreo es flexible y puede ser adecuado de acuerdo con las necesidades específicas.

Limitaciones:

- Generalmente, el monitoreo de reconocimiento no es lo suficientemente preciso para definir las condiciones de referencia o para usarse en el monitoreo de tendencias.
- El monitoreo de reconocimiento puede obviar información importante.
- Generalmente el monitoreo de reconocimiento no captura información estacional, anual o de largo plazo.
- La opinión y la logística pueden jugar un papel importante en la selección de los sitios de colecta lo cual puede sesgar la colecta de datos, representando insuficientemente las condiciones actuales.
- La poca atención que se le da al diseño de muestreo y a la replicación puede limitar los análisis estadísticos.

Enfoques estadísticos:

Debido a que generalmente los datos provienen de observaciones, las evaluaciones estadísticas pueden estar limitadas o ser inadecuadas, por lo que comúnmente se usan comparaciones generales. Los enfoques estadísticos dependerán del diseño de muestreo.

Métodos para el monitoreo de reconocimiento

El monitoreo de reconocimiento para la calidad del agua generalmente se realiza usando equipos de pruebas en campo que tienen una resolución limitada y que sólo son capaces de medir algunos parámetros. Sin embargo, estas pruebas pueden ser suficientes para identificar niveles significativos de contaminación. Por su parte, el muestreo y el análisis realizado por laboratorios certificados es usado para aportar un análisis más amplio de los parámetros y para aumentar la resolución, exactitud y precisión. Los parámetros más comunes que son muestreados y evaluados son: pH, conductancia específica, temperatura, concentraciones de compuestos de nitrógeno y fósforo, iones principales, carbón orgánico, sedimentos suspendidos, herbicidas y E. coli.

Una guía básica para el **monitoreo de la calidad del agua** que puede ser realizada usando equipos de pruebas en campo puede ser obtenida en:

U.S. EPA Monitoring & Assessment—Water Quality Conditions
<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms50.cfm>

El monitoreo de reconocimiento del hábitat en las corrientes de agua generalmente usa una combinación de métodos de evaluación visual (cualitativos) y cuantitativos para evaluar las condiciones del hábitat ripario y de la corriente de agua, e identificar los factores próximos y corriente arriba que están afectando la estabilidad del canal de la corriente, la erosión de los márgenes y al hábitat dentro de la corriente. Este tipo de monitoreo también es usado para identificar sitios de monitoreo dentro de la corriente para la calidad del agua, los patrones del flujo de la corriente y la biota de agua dulce.

Varios métodos de **monitoreo de reconocimiento de corrientes de agua** pueden ser encontrados en:

Monitoreo y Evaluación del U.S. EPA —Stream Habitat Walk
<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms41.cfm>

USDA Natural Resources Conservation Service—Service—National Biology Handbook: Stream Visual Assessment Protocol Version 2 (con una versión en español: Guía Nacional de Biología: Protocolo de Evaluación Visual de Corrientes de Agua Versión 2)
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/ID/technical/svap.pdf>

El monitoreo de reconocimiento de la biodiversidad de la corriente de agua evalúa los ensamblajes de especies de invertebrados y peces, así como la presencia/ausencia de especies indicadoras. El nivel de rigor en la toma de muestra y las distinciones taxonómicas que se usen influyen en la exactitud y resolución de la información obtenida a través de este tipo de monitoreo. Ejemplos de protocolos con diferentes grados de rigor pueden ser encontrados en:

Connecticut Department of Environmental Protection—Rapid Bioassessment in Wadeable Streams and Rivers by Volunteer Monitors

http://www.ct.gov/deep/cwp/view.asp?a=2719&q=325606&deepNav_GID=1654%20

Encalada, A.C., Rieradevall, J., Ríos-Touma, B., García, N. y Prat, N. (2011). Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S). Universidad San Francisco de Quito, Universidad de Barcelona, AECID, y Fondo para la Protección del Agua (FONAG), Quito, Ecuador.

<http://www.libreroonline.com/ecuador/libros/29660/prat-fornells-narcis-garcia-katchor-natalia-rios-touma-blanca-encalada-romero-andrea-carolina-ri/protocolo-simplificado-y-guia-de-evaluacion-de-la-calidad-ecologica-de-rios-andinos-cera-s.html>

U.S. EPA—Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish

<http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/index.cfm>

U.S. EPA—Rapid Biological Assessment Protocols: An Introduction

<http://cfpub.epa.gov/watertrain/pdf/modules/rapbioassess.pdf>

Un resumen de distintos enfoques de monitoreo de reconocimiento del hábitat y biodiversidad de las corrientes de agua, con enlaces a otros recursos puede ser encontrada en:

U.S. EPA—Reviews of Representative Stream Assessment and Mitigation Protocols

http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/upload/Part2_Reviews.pdf

El monitoreo de reconocimiento de los hábitats terrestres evalúa los patrones de vegetación y condiciones del suelo para identificar el origen de las escorrentías, así como las necesidades y oportunidades de restauración. Para poder evaluar la función ambiental es importante conocer los patrones de fragmentación de la vegetación, los patrones de distribución del suelo expuesto, y los indicadores de erosión y perturbación del suelo. Para evaluar la condición de la vegetación terrestre, es importante conocer la composición de especies, y la estructura y distribución de edades y/o tamaños. Existen una variedad de enfoques de evaluación para los hábitats terrestres que son usados para el monitoreo de reconocimiento, así como para evaluar estados y tendencias. Se recomienda usar evaluaciones visuales rápidas para identificar los principales problemas y oportunidades para el monitoreo de reconocimiento. Las características que deben ser evaluadas deben ser específicas al ecosistema, uso del suelo y factores de estrés. Los métodos pueden ser adaptados para ser más adecuados a situaciones particulares, por ejemplo, una evaluación simple de la proporción o de la ubicación del suelo desnudo o bien de la erosión del suelo puede ser un indicador sencillo de los sitios potenciales de origen de las escorrentías.

Una revisión de **métodos de evaluación de la vegetación** comunes para identificar enfoques de reconocimiento adecuados, puede obtenerse en:

Colorado State University—Vegetation Measurement Methods Comparison

<http://www.cemml.colostate.edu/assets/pdf/methods.pdf>

Un ejemplo de enfoques desarrollados para evaluar la **estabilidad del suelo y del sitio, las funciones hidrológicas, y la integridad biótica para tierras de pastoreo** en los Estados Unidos y que proporciona conceptos útiles para diseñar características para evaluaciones rápidas que pueden ser adaptadas a ambientes particulares, puede ser encontrado en:

U.S. Bureau of Land Management—Interpreting Indicators of Rangeland Health
<http://jornada.nmsu.edu/sites/jornada.nmsu.edu/files/IIRHv4.pdf>

Capítulo 8: Monitoreo de la implementación de las actividades del Fondo de Agua

Evaluación de la implementación de las actividades del Fondo de Agua

El monitoreo de la implementación registra los resultados del Fondo de Agua, como por ejemplo el número de familias inscritas en el acuerdo del pago por servicios ecosistémicos, o entre otros, las hectáreas de tierra que están siendo restauradas a partir de un tipo específico de actividad. Dar seguimiento a las actividades del Fondo de Agua aporta información necesaria para modelar los impactos esperados con base en el progreso obtenido, evaluar la relación entre las actividades y los resultados observados, guiar el manejo adaptativo, comprender la relación costo-efectividad de estrategias de manejo específicas, así como reportar el progreso del proyecto.

Las metas de implementación de los Fondos de Agua comúnmente se definen a partir del uso de modelos informáticos que priorizan las áreas para la implementación del proyecto. Estos modelos espacialmente explícitos pueden aportar soluciones para optimizar los impactos de una serie de actividades y cuantificar los impactos esperados de dichas actividades. Aun cuando la solución óptima no sea implementada completamente, es importante conocer aquellos lugares específicos donde se han implementado las actividades y donde no. Esta información es necesaria para evaluar qué tan eficiente y efectivamente se están implementando las actividades y estimar el impacto de éstas en el tiempo.

Para poder proporcionar insumos a estos modelos, así como para poder diseñar adecuadamente el monitoreo de impacto, es de suma importancia que todos los Fondos de Agua den seguimiento a cada actividad implementada o planeada. Debe darse seguimiento espacial de los resultados del proyecto



© Adriano Gambarini

a través de sistemas de información geográfica (SIG), de modo tal que la implementación pueda ser comparada con las prioridades espaciales iniciales, permitiendo que la proyección de los resultados esperados sea actualizada y proporcionando un recurso para el manejo adaptativo de las prioridades del Fondo de Agua.

Si bien los datos colectados para dar seguimiento a la implantación del proyecto deben ser específicos para cada actividad del Fondo de Agua, por lo general debe incluirse la siguiente información:

1. La ubicación espacialmente explícita y georreferenciada (ubicación puntual, linear o polígono) de cada actividad presente (y planeada, en la medida posible). Si bien la ubicación puede ser obtenida a partir de datos espaciales ya existentes, la ubicación de algunas actividades requerirá recorrer su perímetro usando un GPS y transfiriendo los datos a un SIG.
2. El dato específico del largo del hábitat de la corriente de agua que se encuentra dentro de o próximo a la actividad de la que se espera que se beneficie.
3. El tipo de actividad en cada sitio.
4. El área (hectáreas) o el largo (metros) de implementación en cada sitio.
5. La fecha de inicio y final de la implementación en cada sitio, así como un registro de cualquier actividad necesaria de mantenimiento.
6. El costo de la implementación en cada sitio (costo/unidad de área), costo de mantenimiento por actividad y costo total por cuenca hídrica y/o Fondo de Agua.
7. Área y largo total de implementación por actividad en la cuenca hídrica y/o Fondo de Agua.
8. El largo total del hábitat de la corriente de agua que se espera que sea beneficiado por las actividades realizadas en los ambientes terrestres de la cuenca hídrica y/o Fondo de Agua.
9. Tenencia de la tierra tanto para los terrenos tanto privados como públicos en donde se ha realizado o se planea realizar una actividad.
10. Número de hogares participando en cada tipo de proyecto.
11. Pagos a los participantes.
12. Datos sobre las fuentes de información a la que se recurrirá durante el monitoreo.

Los datos sobre el alcance de la implementación de las actividades puede ser colectado usando una gran variedad de enfoques que van desde autoevaluaciones y presentación de informes por parte de los participantes, monitoreo participativo por grupos de proveedores o partes interesadas, o bien con el uso de percepción remota.

LECTURAS ADICIONALES

Para mayor información sobre el monitoreo de la implementación, incluyendo protocolos sugeridos para registrar las observaciones, ver:

Porras, I., Alyward, B. y Dengel, J. (2013). Monitoring payments for watershed services schemes in developing countries, IIED, Londres

<http://pubs.iied.org/16525IIED>

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (Parte 614, Capítulo 12: Land Use and Management Monitoring)

http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

Capítulo 9: Monitoreo de tendencias

Evaluando los impactos a través del tiempo

El monitoreo de tendencias es un componente crítico de los Fondos de Agua. Este evalúa los cambios en las funciones de los ecosistemas, la provisión de servicios y beneficios, la condición del hábitat y la biodiversidad, así como el clima, el uso del suelo, y otros posibles factores de confusión externos. El monitoreo de tendencias se enfoca en un conjunto básico de indicadores que pueden ser monitoreados en el tiempo de manera eficiente con un coste relativamente bajo.

El monitoreo de tendencias requiere dedicar a largo plazo tanto recursos humanos como financieros para la colecta de datos, que no necesita ser continua para todos los parámetros, pero que sí debe ser programada para obtener información en intervalos de tiempo adecuados, los cuales son determinados con base en factores como el costo y la variabilidad natural del desfase temporal esperado para el parámetro de interés. El monitoreo de tendencias por sí solo es una forma de colecta de datos, más que un enfoque experimental, y no está diseñado para definir el origen de los cambios, es únicamente una medida del cambio a través del tiempo. No obstante, este tipo de monitoreo puede ser un componente integral de los diseños de muestreo que buscan establecer las causas de los cambios observados.

El monitoreo de tendencias es necesario para comprender en qué medida las funciones del ecosistema están cambiando en la dirección deseada y la magnitud de la respuesta a las actividades del Fondo de Agua, teniendo en cuenta otros factores que influyen en el ecosistema como son el clima y los cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal de la cuenca. Para poder manejar adaptativamente los proyectos del Fondo de Agua es necesario monitorear a largo plazo las condiciones de la calidad del agua, el flujo fluvial, el hábitat y la biodiversidad. También es necesario contar con datos de estaciones climatológicas y modelos de computadora sobre escenarios futuros de clima, uso del suelo y demandas de abasto de agua. El monitoreo de tendencias no es necesario cuando el objetivo de la colecta de datos es evaluar dos puntos distintos en el tiempo, como por ejemplo antes y después de la implementación de las actividades del Fondo de Agua.

¿Cuándo usar este enfoque?

- Para dar seguimiento a aquellas características del ecosistema se espera cambien gradualmente como el sedimento, los nutrientes y los flujos.
- Para dar seguimiento a los servicios y beneficios ecosistémicos cuando sea apropiado (ver Capítulo 10)
- Para dar seguimiento a aquellas características del hábitat y la biodiversidad que se espera cambien gradualmente en el tiempo, como los cambios en la morfología del canal, en la vegetación de montaña, y en los ensamblajes de peces.



© Mark Godfrey

- Como parte del diseño de muestreo centrado a detectar aquellos cambios que se espera sucedan en largos periodos de tiempo.

Supuestos:

- No existen supuestos con relación a causa y efecto.
- Los intervalos de tiempo entre las colectas de datos son los adecuados para reflejar tendencias en el tiempo de interés, dada la variabilidad inherente en las medidas tomadas.

Ventajas:

- No es necesario monitorear continuamente todos los parámetros, sin embargo sí es importante reunir datos constantemente, de manera ininterrumpida y en periodos regulares adecuados para dar seguimiento a la tendencia de interés. En este sentido, la estacionalidad debe ser tomada en cuenta.
- Debido a que se espera que los cambios sucedan en periodos de tiempo largos, no es necesario llevar a cabo un monitoreo intensivo a corto plazo, de tal forma que el monitoreo de tendencias generalmente es menos costoso que los enfoques experimentales.

Limitaciones:

- Debe existir un compromiso a largo plazo para proveer de fondos y recursos humanos para monitorear un número constante de indicadores.
- Debido a que el monitoreo de tendencias no representa un enfoque experimental, los datos de tendencias por sí solos no proporcionan evidencia de que las actividades del Fondo de Agua son la causa de los efectos observados.

Enfoques estadísticos comúnmente usados:

El monitoreo de tendencias puede ser usado para graficar cambios en el tiempo y comunicar de manera simple los resultados a un público amplio. Existe una diversidad de enfoques estadísticos que sirven para evaluar si una tendencia existe en un solo sitio, tales como el ajuste por mínimos cuadrados, la comparación de promedios anuales, la curva de distribución acumulada, diagramas de caja, análisis de doble masa, análisis de series temporales y la prueba estacional de Kendall, entre otras. Las regresiones de datos pareados pueden ser usadas para evaluar las diferencias entre la cuenca de impacto y la de control (o referencia).

LECTURAS ADICIONALES

Para una discusión detallada de los enfoques estadísticos adecuados, ver:

USDA Natural Resources Conservation Service—National water quality handbook (Parte 615, Capítulo 12: Trend Analysis)

http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

USGS Patuxent Wildlife Research Center—Managers' Monitoring Guide: Measuring Long-Term Population Change

<http://www.pwrc.usgs.gov/monmanual/longtermchange.htm>



Cuarta sección: Monitoreo de impacto

Debido a la limitación de recursos humanos y económicos, es sumamente importante que el monitoreo se centre en evaluar los cambios que son resultado de las actividades del Fondo de Agua para capturar la información más relevante y llevar a cabo los análisis adecuados. Un programa de monitoreo exitoso no necesariamente es aquel que colecta una gran cantidad de información, sino aquel que requiere que la información sea colectada efectiva y eficientemente, y que además sea analizada para abordar las necesidades de manejo y poder evaluar el progreso hacia las metas del Fondo de Agua a corto y largo plazo. Como se ha discutido previamente, el monitoreo debe enfocarse a responder las preguntas que derivan de las metas del proyecto y que son necesarias para tomar decisiones de manejo, y debe a su vez, aportar resultados adecuados y científicamente justificables. Asimismo, las necesidades de información deben estar definidas en lo referente a la manera en que los datos serán analizados, presentados y usados. Cualquier información adicional que sea considerada para a colecta de datos debe ser evaluada cuidadosamente en términos de los usos que se dará a los datos y en qué medida los beneficios de colectar más datos compensará los costos.

Los atributos que sean seleccionados para el programa de monitoreo del Fondo de Agua deben estar bien definidos y ser monitoreados de manera regular por profesionales, usando diseños de colecta de datos y procedimientos estadísticos aprobados por un estadista. En la mayoría de los casos se requerirá de un monitoreo de largo plazo, ya que puede haber desfases temporales importantes entre la implementación del proyecto y el momento en el que sea posible detectar los cambios, en particular para las cuencas hídricas de mayor superficie. Además, es importante tener en cuenta que la variación natural de los sistemas dinámicos causa un ruido de fondo significativo, así como patrones estacionales en los datos del flujo, sedimentos y concentración de nutrientes. De este modo, encontrar diferencias estadísticamente significativas entre los datos de referencia (o sitio control) puede tomar años, especialmente a escala de cuenca hídrica, la más importante para los inversionistas del Fondo de Agua.

Debido a que muchos Fondos de Agua tienen recursos limitados para el monitoreo, deben seleccionarse los *atributos* (la entidad de interés, como el flujo) y los *parámetros* (las propiedades que pueden ser medidas y cuyos valores determinan las características del atributo) con base no solo en su relevancia para las metas del proyecto, sino también por la posibilidad de detectar un cambio estadísticamente significativo en un atributo particular, dada su variabilidad natural y el grado de impacto esperado de las acciones de manejo. Como se discutió en el Capítulo 6, un diseño de muestreo adecuado puede aumentar la posibilidad de detectar cambios, sin embargo, cuando un atributo es sumamente variable y existe la posibilidad que las acciones de manejo no tengan un impacto que superará esta variabilidad natural, se sugiere seleccionar un parámetro (o un conjunto de parámetros) alternativo para el monitoreo.

Esta sección presenta una descripción general de los tipos de datos que generalmente se pueden recolectar para evaluar el impacto de las actividades más típicas de los Fondos de Agua. Además se incluyen capítulos particulares para cada tema, donde se puede encontrar una visión general de varios diseños de muestreo convencionales, así como una discusión y sugerencias de los atributos y parámetros para el monitoreo de los Fondos de Agua. Estos incluyen tanto parámetros *primarios*, que reflejan directamente los cambios en el atributo que se desea afectar, como otro tipo de información necesaria para interpretar los resultados de manera precisa. Cada Fondo de Agua puede seleccionar parámetros adicionales dependiendo de las necesidades de información específicas y de los recursos disponibles para la colecta y análisis de datos.

También se proporciona información básica para posibles métodos de colecta de datos. Junto con la elección de qué atributos y parámetros monitorear, la selección de los métodos de muestreo será determinada por las necesidades específicas de información del Fondo de Agua, así como con el presupuesto y capacidad técnica disponibles para el monitoreo. En este documento sólo se presentan de manera superficial los métodos como ejemplo, no obstante es necesario investigar a fondo y consultar a expertos en el tema para seleccionar los métodos de muestreo más adecuados para el Fondo de Agua en cuestión.

Generalmente, muchos de los datos requieren ser colectados por técnicos cualificados y ser analizados por laboratorios certificados, como por ejemplo los datos de calidad del agua. Sin embargo, dependiendo del diseño de muestreo (discutido en los siguientes capítulos) es posible que la colecta de datos para laboratorio sea sólo necesaria para un subconjunto de cuencas donde el Fondo de Agua está trabajando. En el resto de las cuencas, y/o junto con monitoreo más sofisticados, puede ser útil incluir algún tipo de monitoreo comunitario. Estos métodos son, por lo general, significativamente menos precisos que los métodos de recolección de información de nivel profesional, pero son más económicos, lo que permite su implementación con mayor frecuencia y en más lugares.

Los datos provenientes del monitoreo comunitario también facilitan una retroalimentación tangible y generalmente inmediata de los beneficios directos que tienen las actividades del Fondo de Agua en las comunidades. Asimismo, los miembros de una comunidad pueden ser entrenados para ayudar en la colecta de datos guiada por técnicos de laboratorio o investigadores. Estos pueden, por ejemplo, descargar los datos de flujo de los registradores electrónicos, o bien auxiliar como asistentes de campo para coleccionar datos de biodiversidad o llevar a cabo encuestas. Además de su valor educativo, involucrar directamente a las comunidades en el monitoreo puede ayudar a suscitar mayor interés por las actividades del Fondo de Agua y aumentar el compromiso con las metas del proyecto. Se sugiere elaborar estudios que comparen los resultados del monitoreo comunitario con los datos del monitoreo realizado por profesionales con el fin de detectar y solventar cualquier diferencia importante entre los datos obtenidos.

Capítulo 10: Monitoreo de impacto para funciones, servicios y beneficios ecosistémicos

Evaluación de los cambios producto de las actividades del Fondo de Agua

Los servicios ecosistémicos son el foco principal de la mayoría de las inversiones de los Fondos de Agua. Estas inversiones tienen por objeto proteger y mejorar la calidad, cantidad y patrones de flujo del suministro de agua dulce, que a su vez provee de servicios y beneficios a los usuarios del agua (en algunos casos disminuye el riesgo de inundación). Este capítulo se centra en el monitoreo del suministro de agua, así como en los servicios y beneficios acumulados corriente abajo gracias a las actividades del Fondo de Agua.

Para monitorear servicios ecosistémicos es útil diferenciar tres pasos a lo largo de la cadena de suministro desde la naturaleza hasta los beneficiarios: **funciones**, **servicios** y **beneficios** ecosistémicos (ver figura 1 para una representación gráfica de estos pasos).

Descripción general de las funciones, servicios y beneficios ecosistémicos

Los ecosistemas proveen servicios y beneficios asociados a las personas. En los ecosistemas de agua dulce estas funciones pueden ser vistas como funciones de “aprovisionamiento” o bien de “regulación”. Los efectos de las acciones de manejo en las funciones de aprovisionamiento, como por ejemplo un flujo de base elevado, pueden ser monitoreados directamente sobre la corriente de agua (suponiendo que también se están monitoreando los factores externos). Sin embargo, los efectos de las acciones de manejo en las funciones de regulación, como un aumento en la retención de las aguas de inundación y sedimentos, o bien la asimilación de nutrientes y bacterias en el paisaje, pueden presentar un reto para el monitoreo ya que es difícil observarlos y cuantificarlos directamente. En este caso por lo general no se monitorea la retención en sí misma, sino más bien lo contrario: la escorrentía y la erosión. Los niveles de sedimento en las corrientes de agua indican de manera indirecta la capacidad de retención de la cuenca hídrica; sin embargo, no permite conocer cuánto sedimento ha sido retenido en el paisaje por la vegetación y el suelo y cuánto como resultado de las actividades de manejo. Por lo general para estimar las funciones de retención y los cambios de dichas funciones que derivan de las actividades del Fondo de Agua se recurre al uso de modelos. El monitoreo de las funciones ecosistémicas aporta información para calibrar y validar los resultados de dichos modelos, así como mejorar la confianza en los insumos del modelo (de ser necesario), estimar la efectividad relativa de prácticas específicas de manejo, y detectar los efectos y tendencias globales en las funciones ecosistémicas resultado de las actividades del Fondo de Agua.

Los **servicios ecosistémicos** hacen referencia a la provisión de recursos usados por la población (e.g. volumen de agua en los puntos de extracción), o bien a la regulación de los efectos que tienen las funciones ecosistémicas sobre la condición de dichos recurso (e.g. reducir los niveles de sedimento en los depósitos de entrada). Los **beneficios ecosistémicos** representan la contribución de estos servicios al bienestar humano, expresado ya sea en términos monetarios o no monetarios.

El beneficio resultante de un servicio ecosistémico está determinado por el acceso al agua y la posibilidad de que los habitantes puedan obtener este recurso de otras fuentes. Por ejemplo, si el agua es localmente abundante, entonces aumentar el suministro no resultará en mucho beneficio para la gente, ya que sus necesidades están cubiertas. Asimismo, si el agua es localmente escasa, pero la gente puede comprar agua embotellada a precios accesibles, aumentar el abasto local del agua no generará un beneficio importante al bienestar social, y al mismo tiempo cualquier valor económico asociado con este beneficio será

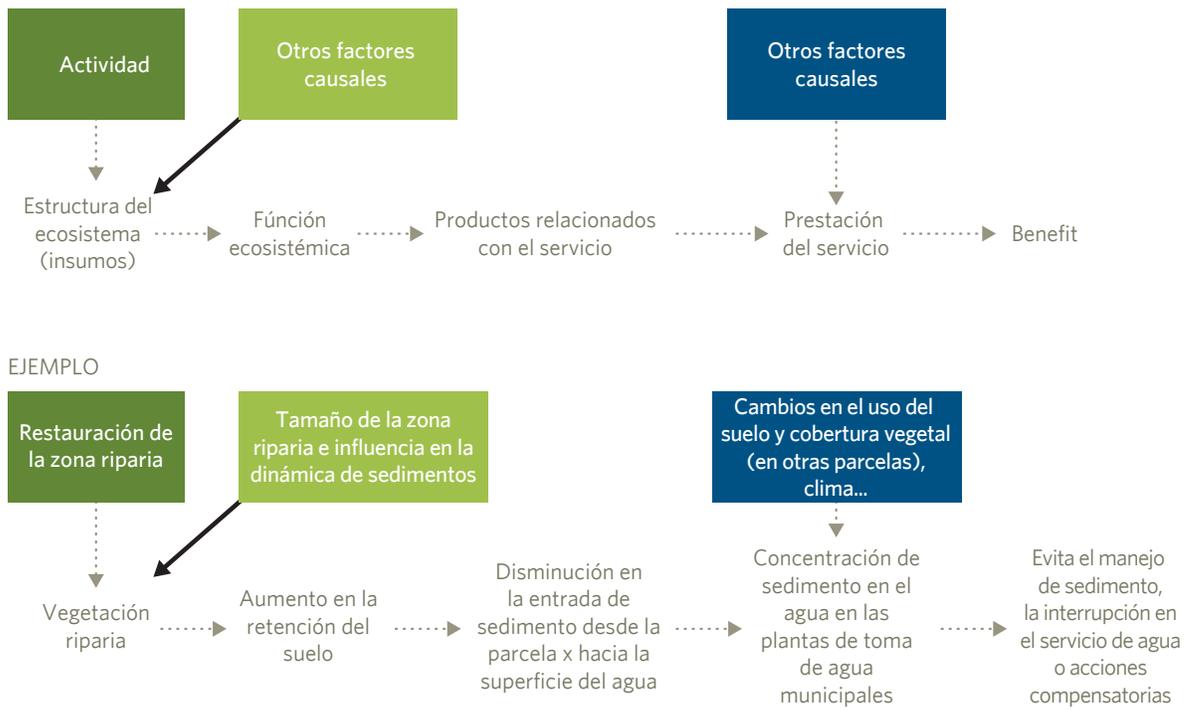
bajo. Sin embargo, si el agua es escasa y no hay alternativas o éstas son escasas o costosas, aumentar el suministro local de agua sí aportará un beneficio importante, incluyendo un valor económico potencialmente alto.

Del mismo modo los servicios de regulación, como la retención de sedimentos que disminuye la cantidad de estos en los sitios de aprovechamiento, sólo proporcionarán beneficios significativos y directos cuando se alcance cierto umbral. Por ejemplo, si la restauración de bosque reduce la carga de sedimento en la cuenca, y el sedimento disminuye suficientemente corriente abajo para reducir la necesidad de tratar el agua, entonces se puede decir que existe un beneficio directo y medible asociado con el servicio de regulación. Por el contrario, si las concentraciones de sedimento ya están por debajo del umbral a partir del cual se requieren acciones de manejo, en dicho caso un mayor grado de retención de sedimentos no supondrá un beneficio medible a corto plazo.

Los costos presentes o futuros que son evitados pueden ser considerados como un beneficio cuando los análisis sugieren que las actividades del Fondo de Agua están sirviendo como un amortiguador contra las condiciones cambiantes en la cuenca hídrica (como un aumento en la deforestación) que de otra manera habría causado costos de manejo más elevados (como el dragado de depósitos, tratamiento de agua, fuentes alternativas de agua, etcétera) u otras pérdidas (como daños debidos a inundaciones). Estos análisis son esenciales para definir la manera en que los Fondos de Agua están afrontando los posibles vacíos futuros en el suministro y demanda de agua (para una lista de las funciones ecosistémicas y sus servicios y beneficios potenciales asociados ver el Cuadro 1).

El monitoreo de las funciones ecosistémicas es especialmente útil para ilustrar tendencias importantes, tales como el desarrollo esperado o no de las actividades de manejo (en el contexto de los datos climáticos y de uso del suelo en la cuenca), y la necesidad de implementar actividades adicionales. Sin embargo, para los usuarios y beneficiarios del servicio, la información más relevante tiene que ver con la distribución de los servicios y beneficios, como por ejemplo conocer qué tanta agua potable o para riego hay disponible en determinada estación, y si el costo de suministrar agua ha aumentado o disminuido. De este modo, para poder dar seguimiento al éxito de los Fondos de Agua, es de gran interés monitorear la información acerca de los servicios y beneficios. Para ello, como parte de la etapa inicial de planeación del proyecto deben definirse claramente, con base en consulta a expertos y actores interesados, las funciones, servicios y beneficios ecosistémicos relevantes para alcanzar las metas de los Fondos de Agua.

FIGURA 1: Relación conceptual entre actividad, servicio ecosistémico obtenido y beneficios asociados.



CUADRO 1: Ejemplos de funciones ecosistémicas comunes en los Fondos de Agua y servicios y beneficios potenciales corriente abajo. Los servicios y beneficios son percibidos si las mejoras en la función ecosistémica conllevan un cambio beneficioso para los usuarios.

FUNCIONES	SERVICIOS POTENCIALES (actuales y futuros)	BENEFICIOS POTENCIALES (actuales y futuros)
Retención de nutrientes en la cuenca	Reducción en la concentración de nutrientes en los sitios de uso	Disminución en el manejo de los nutrientes y costos asociados por el servicio
		Disminución en la pérdida de ingresos para el servicio público debido a las interrupciones del suministro de agua
		Menos interrupciones en el suministro de agua para los usuarios del servicio
		Disminución en los costos del suministro de agua para los usuarios del servicio
Retención de sedimento en la cuenca	Reducción en la concentración de sedimentos en los sitios de uso (e.g., para el agua potable, energía hidroeléctrica)	Disminución en el manejo de los sedimentos y costos asociados por el tratamiento, disminución en los costos de infraestructura (e.g., costos por el reemplazamiento de turbinas o presas)
		Disminución en la pérdida de ingresos para el servicio público debido a interrupciones en el suministro de agua.
		Menos interrupciones en el suministro de agua y costos asociados para los usuarios del servicio
		Disminución en los costos del suministro de agua para los usuarios del servicio
Regulación del flujo	Caudal de base adecuado en los puntos de uso durante los periodos de estiaje.	Disminución en los costos, para el servicio público y los usuarios, por el uso de fuentes alternas de suministro de agua (e.g. agua embotellada, cisternas)
		Disminución en la pérdida de ingresos debido a las interrupciones del servicio
		Menos interrupciones en el suministro y costos asociados para los usuarios del suministro de agua municipal
	Reducción en la magnitud y/o duración del caudal máximo	Disminución en el área afectada por inundaciones (por volumen de lluvia)
		Se evita la pérdida de vidas humanas, propiedades e infraestructura producto de las inundaciones

Monitoreo de las funciones ecosistémicas

Generalmente los atributos de las funciones ecosistémicas de mayor preocupación para los Fondos de Agua son la calidad (nutrientes, bacterias y sedimentos) y la cantidad (en especial en condiciones de estiaje, aunque algunos Fondos de Agua también les interesa reducir la magnitud del caudal máximo instantáneo a través de las actividades de conservación de la cuenca) del agua³. La calidad del agua es un problema cuando las concentraciones de contaminantes exceden los umbrales seguros de tratamiento y provocan un aumento en los costos de tratamiento, interrupciones en el suministro de agua y generan costos adicionales por infraestructura o acciones correctivas. También son de importantes para los Fondos de Agua aquellas condiciones que provocan un caudal de base bajo debido a que éstas pueden provocar interrupciones en la disponibilidad del agua, así como la disparidad permanente entre el suministro y la demanda, un aumento en los costos asociados con las interrupciones y el uso de fuentes alternativas de suministro de agua. Por su parte, la presencia de caudales máximos instantáneos más elevados puede aumentar el riesgo de inundación para la población, las propiedades y la infraestructura, mientras que los problemas en la calidad y cantidad del agua atañen al servicio de agua municipal y proveedores de energía hidroeléctrica, clientes del servicio público, la agricultura y la industria.

El monitoreo de las funciones ecosistémicas documenta el estado y las tendencias de los parámetros asociados con los servicios ecosistémicos que, según lo esperado, responderán a las actividades del Fondo de Agua. Aunque algunas funciones ecosistémicas no pueden ser monitoreadas directamente, como la retención de sedimentos y nutrientes, sí pueden ser indagados indirectamente usando indicadores proximales. Estos parámetros proporcionan información que refleja la capacidad de asimilación de la cuenca, tales como el monitoreo de la colmatación de sedimentos, sólidos suspendidos o turbidez, para poder inferir cambios en la retención y transporte de sedimento. Por su parte, los parámetros relacionados con el flujo sí pueden ser monitoreados directamente.

El monitoreo de las funciones ecosistémicas puede abordar una variedad de preguntas acerca de los cambios ambientales, algunas de las cuales se centran en demostrar la efectividad de las actividades del Fondo de Agua en su conjunto:

- ¿Qué evidencia puede ser usada para documentar los impactos de las actividades del Fondo de Agua en las funciones ecosistémicas a corto plazo?
- ¿Podemos demostrar que los cambios en las funciones ecosistémicas se deben a las actividades del Fondo de Agua?

Otro tipo de preguntas se centran en el progreso para alcanzar metas y objetivos específicos relacionados con los cambios en las funciones ecosistémicas:

- ¿Qué tipo e intensidad de cambios en las funciones ecosistémicas son resultado de una actividad específica (una actividad que ha sido pobremente documentada en otros sitios o es nueva)?
- ¿En qué medida se ha aumentado el promedio de 7 días del caudal de estiaje y qué tan cerca está de reducir la disparidad entre la el suministro y la demanda?

Otras preguntas relacionadas con la funciones ecosistémica se centran en las respuestas de los ecosistemas a ciertos tipos de actividades, estimadas a partir de modelos:

- ¿Existen otras fuentes de impactos que no están siendo abordados por las actividades del Fondo de Agua y que deben ser atendidas para alcanzar los objetivos del fondo?

³ Para algunos fondos de agua, también puede ser una prioridad la recarga del agua subterránea, pero esto no es abordado en este documento debido a que no representa una preocupación común de los fondos de agua.

- ¿Cuál es la precisión de los atributos usados en RIOS u otros modelos espaciales, así como de sus resultados, al estimar los cambios relativos consecuencia de las actividades en la cuenca?
- ¿Se están implementando las actividades de manera suficientemente amplia y en los lugares adecuados para producir los tipos y grados de cambio necesarios en las funciones del ecosistema?

Flujos

Con relación a la cantidad de agua, la preocupación más común en los Fondos de Agua es el **caudal de base durante los periodos de estiaje**. Una segunda preocupación para algunos Fondos de Agua es la crecida repentina (rápidas y con caudales máximos instantáneos muy elevados) causada por eventos de precipitación. Estos dos atributos del flujo son afectados por alteraciones en la capacidad natural que tiene la cuenca de regular el flujo de agua. Los cambios en la cobertura vegetal provocan que durante los eventos de precipitación el agua fluya más rápidamente por fuera de la superficie de la cuenca, en vez de moverse lentamente sobre la superficie y a través de rutas subterráneas regresando paulatinamente a la corriente de agua. Esto no sólo resulta en caudales máximos instantáneos más altos y a más corto plazo, que provocan un aumento en la erosión y en la frecuencia de inundaciones, sino que además disminuye los niveles naturales del caudal de estiaje durante la época seca lo que puede llevar a flujos de agua insuficientes para su abastecimiento.

Generalmente el flujo es monitoreado en un punto de drenaje de la cuenca (“pour point”) como en la desembocadura en un páramo, o como en la parte más baja de la cuenca en donde las actividades del fondo se han implementado. La tasa de flujo volumétrico (o caudal) generalmente es monitoreada usando un flujómetro (también llamado caudalímetro) o sensores de presión (para ríos y arroyos más grandes) en un lugar fijo donde se ha medido la corriente de agua y se ha calculado su volumen correlacionando el nivel del agua y el caudal con el ancho y profundo del canal. En corrientes de agua menores es posible instalar presas de cemento pequeñas y flujómetros. Los sensores de presión (manómetros) instalados en tuberías de protección suelen usarse como medidores del caudal. Existen registradores de datos continuos a los cuales se puede tener acceso de manera remota desde una computadora a través de transferencias satelitales, o bien conectándose directamente al equipo y descargando los datos que han colectado.

Los regímenes hidrológicos reflejan los resultados de un balance hídrico completo, el cual está determinado por las entradas de agua (precipitación, derretimiento de glaciares y, cuando aplica, la transferencia entre cuencas) y la extracción de agua (el agua es retirada del sistema a través de la extracción directa o su desvío). Cuanto más grande sea la cuenca hídrica, la posibilidad de que factores externos a las actividades del Fondo de Agua influyan en el régimen fluvial será mayor. En todos aquellos casos en que es necesario demostrar los cambios producto de las actividades del Fondo de Agua, además de monitorear el régimen hidrológico es necesario coleccionar datos climáticos (precipitación, humedad

PARÁMETROS PARA EL MONITOREO DEL FLUJO

Escala: cuenca, microcuenca

Ubicación de las muestras: parte baja/punto de drenaje de la cuenca

Parámetros primarios:

- Caudal de base
 - » Caudal de estiaje por 7 días consecutivos
 - » Caudal de estiaje por 7 días consecutivos como porcentaje del flujo anual promedio
- Caudal máximo instantáneo
 - » Tasa de aumento o caída en el hidrograma
 - » Estimación anual del caudal elevado por un día
 - » Frecuencia de inundaciones pequeñas
 - » Eventos de caudal máximo instantáneo: magnitud y duración

Otros parámetros para evaluar y explicar mejor los resultados:

- Clima (precipitación, humedad, temperatura)
 - » Uso de suelo y cobertura vegetal
 - » Extracciones de agua / transferencia entre cuencas

y temperatura). Como parte del cálculo total del balance hídrico, también es necesario monitorear en el tiempo los cambios en el uso del suelo, la cobertura vegetal y la extracción de agua (para consumo humano, manufactura, ganado, invernaderos, etc.).

Para poder detectar el impacto de las actividades del Fondo de Agua en las condiciones del caudal de base y la magnitud y duración del caudal máximo instantáneo, el flujo debe ser monitoreado y comparado a partir de una evaluación con un diseño de monitoreo de tipo *antes y después del impacto*, idealmente como parte de un *diseño antes y después*, control-impacto (BACI). El número de años necesarios para los datos anteriores y posteriores al impacto dependerán de la variabilidad natural del sistema evaluado y del alcance de los cambios producto de las actividades del Fondo de Agua. Las actividades del Fondo de Agua generalmente afectan al flujo de manera gradual por lo que no se espera observar cambios abruptos significativos y en consecuencia es necesario contar con datos de tendencias a largo plazo. En este sentido, para poder demostrar diferencias significativas en los atributos del flujo puede que sea necesario coleccionar datos por décadas.

Los datos hidrológicos pueden ser analizados usando el programa *Index of Hydrologic Alteration* (Índice de alteración hidrológica, <http://conserveonline.org/workspaces/iha>) para evaluar las diferencias entre el caudal de base (e.g., caudal de estiaje por 7 días consecutivos o caudal de estiaje por 7 días consecutivos como porcentaje del flujo anual promedio) y crecidas repentinas (e.g., tasa de aumento o caída en el hidrograma), además de para medir varias características del flujo durante una inundación (e.g. estimación anual del caudal elevado por un día, frecuencia de pequeñas inundaciones, etc.). El programa proporciona análisis estadísticos para los parámetros seleccionados. Debido a la variabilidad natural de la mayoría de los sistemas lograr mostrar diferencias significativas en las crecidas repentinas o en los patrones de inundación debido a las acciones del Fondo de Agua por lo menos por cinco a diez años es un verdadero reto, sin embargo, para poder demostrar estas diferencias, es necesario contar con datos del monitoreo por plazos mayores a estos.

LECTURAS ADICIONALES

Para más información acerca de por qué y cómo medir el caudal, ver:

North Carolina State University—Surface Water Flow Measurement for Water Quality Monitoring Projects
http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/wqg/319monitoring/TechNotes/technote3_surface_flow.pdf

The Engineering Toolbox—Weirs: Flow Rate Measure
http://www.engineeringtoolbox.com/weirs-flow-rate-d_592.html

U.S. Environmental Protection Agency—Monitoring & Assessment: Stream Flow
<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms51.cfm>

U.S. Geological Survey—How Stream-flow is Measured
<http://ga.water.usgs.gov/edu/measureflow.html>

West Virginia University Extension Service—Estimating Flow in Streams
<http://www.caf.wvu.edu/~forage/streamflow/estimat.htm>

Los aparatos que comúnmente son usados para evaluar el caudal pueden ser revisados en:

Flujómetro
<http://www.instrumart.com/Category.aspx?CategoryID=3049&gclid=CP-yllvUt64CFSwDQAodgQK1qQ>

Manómetro
<http://www.slopeindicator.com/instruments/piezo-intro.html>

Correntómetro
http://www.globalw.com/support/current_meter.html

Calidad del agua

Una prioridad de la mayoría de los Fondos de Agua es monitorear la calidad del agua debido al impacto potencial que tienen los sedimentos, nutrientes y bacterias en los servicios y beneficios para el suministro de agua a los municipios, la agricultura y ganadería, así como para el consumo y el contacto humano directo. Al considerar los parámetros de la calidad del agua es necesario que se distinga entre cargas y concentraciones. Las cargas son la cantidad de contaminantes que entran al sistema, mientras las concentraciones son las cantidades de contaminantes dentro de un volumen determinado de agua. Generalmente los modelos estiman los cambios en las cargas de contaminantes, mientras que el monitoreo comúnmente se centra en las concentraciones de estos.

Nutrientes

Generalmente la escorrentía que proviene de las tierras agrícolas y los potreros arrastra nutrientes, como nitrógeno y fósforo, hacia las corrientes de agua cercanas. Como parte de una serie de transformaciones químicas, el nitrógeno y el fósforo se presentan de distintas maneras en el agua; el nitrógeno se puede encontrar como amonio, nitrato y nitrito, y el nitrógeno total representa la suma de estos compuestos; por su parte el fósforo total es la suma del fósforo reactivo soluble (PRS), el fósforo no reactivo soluble o fósforo orgánico soluble (PNS) y el fósforo particulado (PP). Generalmente el ortofosfato es uno de los componentes principales del fósforo reactivo soluble y puede encontrarse abundantemente en los fertilizantes y en los residuos municipales y desechos del ganado. Este compuesto es procesado rápidamente por las plantas, incluyendo las algas. La gran mayoría de los Fondos de Agua debe monitorear por lo menos las concentraciones de nitrógeno total y fósforo total u ortofosfato (o PRS) para poder evaluar los cambios derivados de la implementación de las actividades para reducir la escorrentía de las tierras agrícolas y potreros, o para prevenir que el ganado tenga acceso a la corriente de agua. Además, para poder explicar adecuadamente los resultados puede ser necesario monitorear factores externos como los cambios en el uso de fertilizantes, densidades de ganado y descargas de residuos municipales.

Debido a que los eventos de precipitación tienen una gran influencia en el escurrimiento de nutrientes, y a que las concentraciones están determinadas por el volumen de agua, para poder analizar de manera precisa la química del agua es necesario contar con datos de flujo y volumen cronológicamente relacionados. La toma de muestras debe ser constante, o llevarse a cabo a lo largo de varias estaciones con patrones de flujo diferentes, y generalmente incluir eventos de tormenta.

El monitoreo debe llevarse a cabo usando dispositivos de toma continua de datos que estén instalados permanentemente, y que sean sometidos a revisiones y trabajos de mantenimiento de manera regular y cuyos datos sean descargados periódicamente. Como una alternativa al monitoreo continuo, con la ayuda de un flujómetro portátil pueden tomarse muestras en intervalos de tiempo predeterminados,

PARÁMETROS PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA

Escala: sitio, microcuenca, cuenca

Ubicación de las muestras: corriente arriba y corriente debajo de los sitios, parte baja/punto de drenaje de la microcuenca o la cuenca

Parámetros primarios:

- Nitrógeno total
- Fósforo total
- Sólidos suspendidos totales
- Coliformes totales

Otros parámetros a considerar:

- Ortofosfato o fósforo reactivo soluble (PRS)
- Turbidez
- Escherichia coli, Streptococcus y/o Enterococcus fecales
- Sedimentos- total o fracciones específicas

Otros parámetros para evaluar y explicar mejor los resultados:

- Flujo/volumen (necesario para evaluar cambios en las concentraciones)
- Clima (precipitación y temperatura)

idealmente durante eventos de precipitación. Las lecturas del flujómetro en combinación con mediciones de secciones transversales (revisadas anteriormente en la discusión sobre el monitoreo del flujo) pueden ser usadas para calcular el volumen y la tasa del flujo.

Puesto que las muestras pueden contaminarse fácilmente durante la toma de las mismas, su manejo y análisis y los análisis químicos deben realizarse por técnicos y laboratorios certificados. Asimismo, deben definirse los límites de detección, precisión y exactitud apropiados con base en el grado de cambio que debe ser detectado. Tanto el muestreo como el análisis deben incluir blancos y duplicados de campo y de laboratorio adecuados.

Bacterias

Muchos tipos de bacteria, virus y protozoarios asociados con materia fecal cuando entran en contacto con las aguas superficiales pueden causar enfermedades a los humanos. El exceso de contaminación bacteriana en la escorrentía está asociada con la presencia de potreros adyacentes a las corrientes de agua, el acceso directo del ganado a los cuerpos de agua, la producción intensiva de animales, lo que produce una gran cantidad de residuos, y la falta de tratamiento o tratamiento limitado de heces humanas. Debido a que algunos de estos patógenos son raros y difíciles de muestrear, generalmente se usan organismos indicadores para determinar el grado de contaminación en los cursos de agua. Los coliformes son un grupo de bacterias que son comunes en la naturaleza, y todos los miembros del grupo de los coliformes pueden presentarse en las heces humanas, pero algunas también pueden estar presentes en el estiércol, el suelo, la madera sumergida y otros lugares fuera del cuerpo humano. La utilidad del total de coliformes como un indicador de la contaminación fecal depende del grado con que las especies de bacteria encontradas tienen un origen humano. Los coliformes fecales, un subconjunto del total de bacterias coliformes, son más específicos en cuanto a su origen fecal. *E. coli* es una especie de bacteria coliforme fecal que es específica a la materia fecal de los humanos y otros animales de sangre caliente, y es un buen indicador de los riesgos a la salud por el contacto con el agua. El muestreo puede ser realizado en zonas y en cuencas donde el Fondo de Agua está trabajando en reducir la cantidad de contaminación por materia fecal en las corrientes de agua, como donde se ha instalado cercado para el ganado, o donde se están implementado prácticas de manejo de residuos humanos o de animales de granja (e.g. ganado, borregos, pollos).

Es importante muestrear bacterias durante y después de una tormenta, ya que este es el momento donde es más probable que la escorrentía contaminada entre a las corrientes de agua en cantidades significativas. Los análisis que buscan bacterias requieren la colecta de muestras de agua incluyendo datos de flujo y volumen (como en el caso de las concentraciones de nutrientes, ver arriba). Para medir los niveles de contaminación bacteriana en las corrientes de agua donde el ganado ha sido excluido es mejor tomar las muestras en momentos de estiaje, de modo que puedan apreciarse los cambios in situ. Una vez más, el muestreo y análisis de estos datos debe ser realizado por técnicos y laboratorios certificados.

Los laboratorios certificados deben contar con planes de garantía de calidad del proyecto (Quality Assurance Project Plans (QAPPs) para las muestras de campo y análisis de laboratorio. Ejemplos de estos **planes para el monitoreo de sedimentos** pueden encontrarse en:

State of Washington Department of Ecology—Quality Assurance Project Plan: Suspended Sediment and Turbidity Total Maximum Daily Load Effectiveness-Monitoring Project in the Upper Yakima River Basin <http://www.ecy.wa.gov/pubs/0910034.pdf>

Sedimentos

El sedimento entra a las corrientes de agua a través de la escorrentía superficial y la erosión de los márgenes del canal. Mientras que es normal encontrar cierto grado de sedimentación en sitios donde la cobertura vegetal está intacta, la perturbación del suelo, la vegetación y algunas actividades de uso del suelo pueden aumentar sustancialmente la cantidad de sedimento que llega a los arroyos y ríos, así como los contaminantes que estos transportan. Generalmente, los sedimentos finos suspendidos son el origen principal de la turbidez de las corrientes de agua, son transportados más rápido y deben ser removidos de las instalaciones de suministro de agua municipal. Los componentes más pesados de los sedimentos, que son transportados principalmente cuando el caudal está elevado, son un problema para el suministro municipal de agua y las tomas para la agricultura, ya que la grava, arena y limo pesado tienen que ser removidos de manera regular. Estos componentes también son un problema para los proveedores de energía eléctrica y de agua que dependen de reservorios, puesto que su capacidad reduce con el tiempo al llenarse de sedimentos.

La mayoría de las entradas de sedimento a los cursos de agua y su transporte por la cuenca hídrica ocurre durante las tormentas. Monitorear su origen y las vías de transporte de los componentes del sedimento puede representar un reto, sin embargo no es necesario que este monitoreo incluya todas las fracciones del sedimento. Por ejemplo, la medida de los sólidos suspendidos totales (SST) evalúa aquella fracción del sedimento que se encuentra en la columna de agua, pero no aquellos que se mueven a lo largo del fondo de un arroyo o río (sedimentos del fondo, mayormente compuestos por partículas gruesas de mayor densidad). El monitoreo preciso de la carga de sedimentos suspendidos requiere monitorear tanto el volumen del flujo como los sedimentos suspendidos o turbidez. Si la turbidez (claridad del agua) es medida junto con el volumen de agua y los sedimentos suspendidos, puede ser correlacionado con las concentraciones de sedimentos suspendidos y usado como un valor indirecto o sustituto. Esta relación permite el uso de turbidímetros junto con flujómetros para estimar las concentraciones de sedimento en lugar de medir directamente el SST, aunque este enfoque requiere realizar ciertas calibraciones.

LECTURAS ADICIONALES

Para mayor información acerca del **muestreo de nutrientes y métodos de análisis**, ver:

USGS—National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data
<http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/>

Para guías y métodos para el muestreo de bacterias, ver:

US EPA—Monitoring & Assessment: Fecal Bacteria
<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms511.cfm>

USGS—National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data (Capítulo 7: Fecal Indicator Bacteria)
<http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter7/7.1.html>

Para enfoques, diseños y ejemplos de monitoreo de sedimentos, ver:

British Columbia Environmental Protection Division—Sampling Strategy for Turbidity, Suspended and Benthic Sediments
http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/samp_strat/sampstrat.html

Federal Interagency Sedimentation Project
<http://water.usgs.gov/fisp/>

USGS and U.S. Army Corps of Engineers—Sediment Concentrations, Loads, and Particle-Size Distributions in the Red River of the North and Selected Tributaries near Fargo, North Dakota, during the 2010 Spring High-Flow Event

<http://pubs.usgs.gov/sir/2011/5064/pdf/sir2011-5064.pdf>

USGS—Guidelines and Procedures for Computing Time-Series Suspended-Sediment Concentrations and Loads from In-Stream Turbidity-Sensor and Streamflow Data

<http://pubs.usgs.gov/tm/tm3c4/pdf/TM3C4.pdf>

.....
Para mayor información acerca de **enfoques comunitarios para el monitoreo** de la calidad del agua, ver:

Global Water Watch

<http://www.globalwaterwatch.org/GWW/GWWeng/GWWhomeEng.aspx>

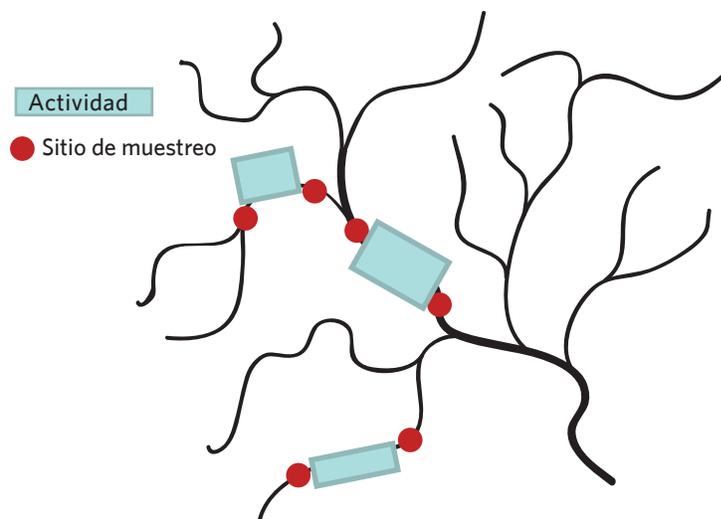
Riverkeepers—Red River Basin Water Quality Monitoring Volunteer Manual

http://www.riverkeepers.org/pdf/water_quality_manual01.pdf

US Environmental Protection Agency—Volunteer Stream Monitoring: Water Quality Conditions

<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms50.cfm>

CORRIENTE ARRIBA / ABAJO DE LOS SITIOS DONDE SE DESARROLLA LA ACTIVIDAD



Este diseño de monitoreo es usado para evaluar dentro de la corriente los cambios en los nutrientes, bacterias y sedimentos consecuencia de los cambios en la escorrentía, producto de las actividades en un sitio determinado. Si el monitoreo sólo se realiza después de la actividad, el diseño es de tipo control/ impacto y tiene limitaciones inherentes. Si el monitoreo incluye datos anteriores a la implementación de la actividad, el enfoque proporciona un diseño de tipo “antes y después, control-impacto (BACI)” in situ cuando es implementado adecuadamente, proporcionando una inferencia más sólida.

¿Cuándo usar este enfoque?:

- Para monitorear corriente arriba y corriente abajo de un sitio, antes y después de la implementación de una actividad, ya que establece una relación entre la actividad que se está implementando y aquellos parámetros de la corriente de agua que responden directamente a los cambios locales, como los nutrientes, bacterias y sedimentos. Este enfoque puede ser usado para:
 - » evaluar los impactos de las actividades nuevas o que no han sido adecuadamente evaluadas y representadas en la literatura
 - » cuando existe poca confianza en los valores de los atributos usados en los modelos
 - » para probar la precisión de los modelos
 - » para coleccionar información a corto plazo que sirva para demostrar que las actividades del Fondo de Agua están produciendo cambios
 - » para mostrar a las comunidades locales los resultados de las practicas de manejo que se están implementado

Supuestos:

- Cualquier diferencia observada entre los datos de antes y después de las estaciones de muestreo corriente arriba y corriente abajo son únicamente el resultado de las actividades del Fondo de Agua en el sitio.

Ventajas:

- Mide directamente el cambio en la corriente de agua entre dos puntos.
- Generalmente involucra un tramo pequeño de la corriente de agua lo que simplifica la colecta de datos.
- Si no hay cambios en el flujo entre los sitios corriente arriba y corriente abajo, entonces se pueden comparar las concentraciones en vez de las cargas. Esto implica que la medida del flujo, que puede ser difícil de obtener, no será absolutamente necesaria (sin embargo, cuando no sea difícil de obtenerse, el flujo debe ser monitoreado para detectar diferencias entre los sitios corriente arriba y corriente abajo).
- Las diferencias pueden ser medidas en un periodo de tiempo más corto que a la escala de cuenca, y los resultados pueden ser usados para ilustrar los beneficios de las prácticas que se están implementando a lo largo de la cuenca.

Limitaciones:

- Este enfoque generalmente sirve mejor cuando el agua se mueve activamente a lo largo del sitio donde se implementa la actividad y hacia el cuerpo de agua (i.e. durante o después de un evento de precipitación). Por ejemplo, un enfoque de monitoreo de corriente arriba y corriente abajo generalmente no detectará cambios químicos debidos al cercado de ganado fuera de la corriente durante condiciones de estiaje, ya que en dichas circunstancias los niveles de escorrentía son bajos.
- En algunos casos, como en sistemas de corrientes efímeras (o ramblas), los mejores momentos para coleccionar datos es cuando llueve o cuando la nieve derretida se desliza por la tierra. De lo contrario, los cambios pueden ser muy sutiles o indetectables.
- Si corriente arriba, o bien un sitio a lo largo de la corriente de agua, la calidad del agua está deteriorada, entonces es poco probable que una sola actividad que no está abordando una porción significativa de la carga tenga un impacto detectable en el sitio de colecta que se localiza por debajo de la actividad.
- Si no se coleccionan datos antes de la actividad, este diseño proporciona inferencia sobre la causalidad muy débil.

Enfoques estadísticos comúnmente usados:

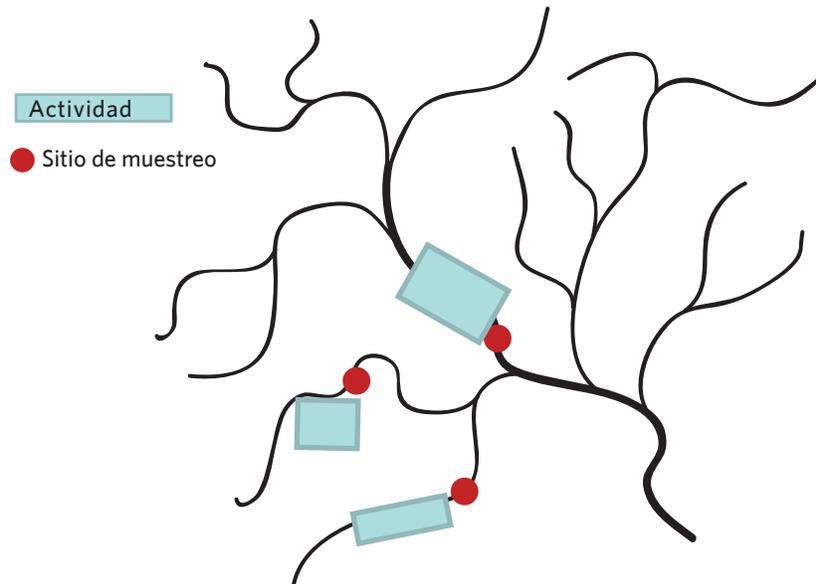
El diseño de corriente arriba y abajo es analizado con una prueba de t de las diferencias entre las observaciones pareadas en las estaciones de arriba y abajo, tanto antes como después de la implementación de los datos. En este caso son apropiadas tanto pruebas de t paramétricas como no paramétricas (libres de distribución).

EN LA PRÁCTICA

Para ejemplos de **monitoreo corriente arriba y abajo**, ver:

*Line, D. E. (2003). Changes in stream's physical and biological conditions following livestock exclusion. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 46(2), 283-295
<http://www.pcwp.tamu.edu/docs/lshs/end-notes/changes%20in%20a%20stream's%20physical%20and%20biological%20conditio-1545513227/changes%20in%20a%20stream's%20physical%20and%20biological%20conditions%20following%20livestock%20exclusion.pdf>

MONITOREO CORRIENTE ABAJO DEL SITIO DONDE SE IMPLEMENTA LA ACTIVIDAD



Con este diseño, se muestra la química de la corriente en una localidad cuenca abajo, preferentemente antes y después de que la actividad haya sido implementada. Generalmente los datos anteriores a la implementación son denominados “condiciones de referencia”. Si el monitoreo se realiza sin contar con datos anteriores a la implantación, esto lo convierte únicamente en un diseño de impacto, que es el diseño más débil. Si se incluyen datos anteriores a la actividad, el diseño se convierte en uno de antes y después del impacto, que también cuenta con limitaciones inherentes. A menos que existan controles adecuados, este enfoque debe evitarse ya que sin las mediciones corriente arriba es difícil atribuir los cambios a la actividad pues el monitoreo solo está dando seguimiento a los cambios en el tiempo y no está controlando los factores externos que pueden haber impactado la calidad del agua.

¿Cuándo usar este enfoque?

- Este es un enfoque de diseño débil por lo que, en la medida de lo posible, debe ser evitado o usado junto con otra información de monitoreo.
- Este puede ser un enfoque aceptable bajo circunstancias muy restringidas. Por ejemplo, puede ser útil si la actividad está destinada a ser efectiva únicamente por un periodo de tiempo corto. Sin embargo, incluso en estos casos el monitoreo de antes y el de después de la implementación de la actividad deben realizarse bajo condiciones similares (e.g. durante un evento de precipitación). También debe tenerse en cuenta que la variabilidad natural puede complicar la interpretación de los resultados.
- Si se espera que después de la implementación los efectos sean claramente inequívocos y que éstos se mantengan en el tiempo, lo que es difícil de saber con anticipación.

Supuestos:

- Todas las condiciones corriente arriba (incluyendo el uso del suelo, escorrentía y flujo) se mantienen constantes en el tiempo y por lo tanto todos los cambios observados pueden ser atribuidos a la actividad en cuestión.

Ventajas:

- Este enfoque sólo requiere una estación de monitoreo para la química de la corriente de agua.

Limitaciones:

- No es posible separar los efectos de las actividades de otros efectos, lo que puede confundir los resultados del monitoreo. Es difícil controlar las demás actividades que se realizan corriente arriba del sitio de monitoreo, por lo que este enfoque no podrá diferenciar los cambios en la calidad del agua producto de las actividades del Fondo de Agua de aquellos cambios corriente arriba. Asimismo, es difícil tener control sobre los cambios que ocurren a lo largo del tiempo. Por ejemplo, si resulta que el periodo “antes de la implementación” coincide con una sequía y el monitoreo “después de la implementación” se realiza durante un periodo de lluvias, será difícil diferenciar la sequía y otros impactos climáticos de los cambios que son producto de la actividad del fondo únicamente. Por el contrario, con la inclusión de datos tomados corriente arriba y abajo (como se ha discutido en la sección anterior), si la colecta de datos de “antes” se realiza durante una sequía, las medidas tanto corriente arriba como abajo reflejarán las condiciones de la sequía y la diferencia en los valores se mantendrá relativamente constante para la prueba de t pareada.

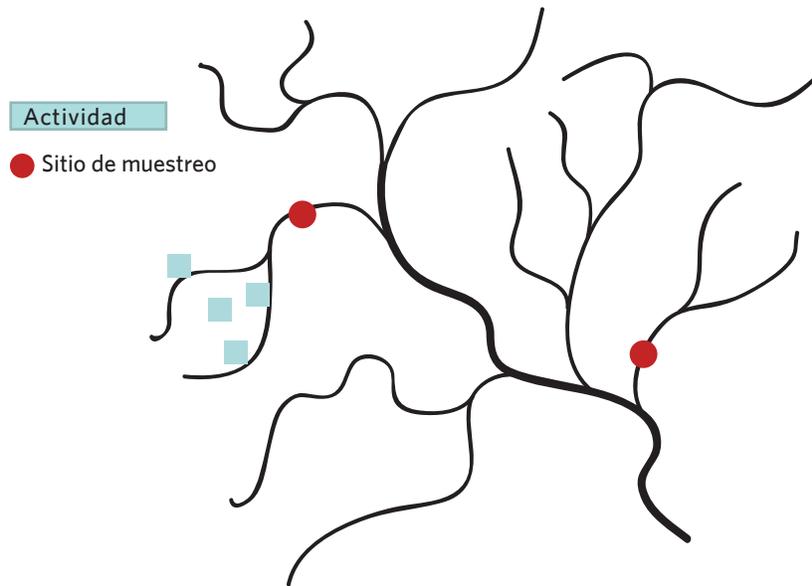
Enfoques estadísticos comúnmente usados:

La diferencia en la calidad del agua provocados por una práctica generalmente se expresa como la diferencia entre las medias de los dos periodos. Para este tipo de comparación la prueba más comúnmente usada es una prueba de t.

.....
Para una discusión detallada de los **enfoques estadísticos** adecuados, ver:

USDA Natural Resources Conservation Service—National water quality handbook (Parte 615, Capítulo 8: Single Watershed)
http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

CUENCAS PAREADAS



Este diseño requiere un mínimo de dos cuencas y dos periodos de estudio. Las cuencas pueden ser pareadas para el análisis de control/impacto donde ambas comienzan con las mismas características hasta que la cuenca de impacto comienza a divergir de la control debido a las actividades del Fondo de Agua. Los dos periodos de estudio son conocidos como calibración y tratamiento. La calibración es muy similar al “antes” sin embargo tiene condiciones más estrictas para que los datos previos a la implementación puedan confirmar que las cuencas pareadas realmente se comportaban de manera similar antes de la implementación de las actividades. La cuenca control sirve como un control sobre las variaciones climáticas anuales y no recibe cambios en las prácticas de manejo durante el estudio. Durante el periodo de calibración, no se realizan actividades en ninguna de las dos cuencas. Debido a que se usan datos de “antes”, este es un diseño de tipo “antes y después, control-impacto (BACI)”, y ofrece una inferencia sólida.

Este enfoque se utiliza para estudiar la calidad y cantidad del agua. Las cuencas pueden ser definidas a cualquier escala, pero deben ser más grandes de lo que normalmente se considera como una localidad o sitio. Es común recurrir a este enfoque cuando las actividades abarcan una cabecera de cuenca pequeña, y no existe la oportunidad de muestrear corriente arriba del sitio de implementación de la actividad.

Para la selección de las cuencas pareadas deben considerarse los siguientes criterios:

- Clima, geología, suelos, fisiografía y drenaje similares para poder tener control sobre las diferencias naturales.
- Se debe esperar que los tipos de actividades y su alcance sean los suficientes para generar un cambio significativo, muy por encima de la variación natural existente dentro y entre estas cuencas.
- El monitoreo puede ser realizado en los mismos sitios a lo largo del tiempo, y las condiciones locales de estos no deben cambiar para que no afecte a los datos de monitoreo, más allá de los cambios causados por las actividades del Fondo de Agua. Alternativa o adicionalmente, los factores externos pueden ser monitoreados de manera que los resultados esperados puedan ser modelados.

Este enfoque debe usarse cuando:

- Es necesario demostrar que una cuenca se está beneficiando de las actividades del Fondo de Agua.
- Es necesario saber si es suficiente el alcance las actividades como para generar una diferencia significativa en los atributos de la calidad del agua.

Ventajas:

- Se pueden controlar estadísticamente aquellas variaciones que no están asociadas con el tratamiento, como por ejemplo las diferencias climáticas en el tiempo.
- La cuenca control elimina la dependencia que se tiene en medir y comprender todos los mecanismos que generan la respuesta. Sin embargo, hay que tener en cuenta que la cuenca control puede explicar muchos, pero no todos los mecanismos que generan la respuesta, permiten reducir las causas hacia las actividades que generan el cambio, pero no permite atribuir los cambios a una sola de estas actividades.
- No es necesario que la calidad del agua de la escorrentía de ambas cuencas sea idéntico (aunque sí debe ser similar, dentro de un orden de magnitud, para algunos parámetros específicos).

Limitaciones:

- Es poco probable que las varianzas en los datos de la calidad del agua sean iguales entre periodos de tiempo (calibración y tratamiento), ya que generalmente se espera que la cuenca impacto cambie la varianza de los datos de respuesta en comparación con los datos de referencia y el control.
- Periodos de calibración más cortos pueden aumentar la probabilidad de obtener datos de correlación seriada, lo cual sucede en la mayoría de los casos. Esto da como resultado que las condiciones de error del periodo de calibración sean trasladadas al periodo de tratamiento, limitando la capacidad de discernir entre las diferencias de las condiciones iniciales y la causalidad de los cambios.
- El efecto del tratamiento puede ser gradual, o provocar cambios repentinos después de que se excedan ciertos umbrales, por lo que es posible que las comparaciones no demuestren claramente las diferencias, o bien muestren una respuesta desigual a lo largo del tiempo.
- Un experimento de cuencas pareadas puede ser costoso y requiere mucho tiempo.
- Es posible que ocurran cambios a largo plazo en el suelo y la vegetación de la cuenca control debido a actividades fuera del alcance de los Fondos de Agua. Pueden presentarse desastres naturales (como fuegos, tormentas de arena, huracanes y plagas de insectos), que tengan un impacto importante en el poder de comparación de este diseño (esta limitación aplica a todos los diseños basados en cuencas).
- Debido a que existen otros factores a lo largo de la cuenca que están fuera del control del Fondo de Agua, este enfoque no ofrece datos sobre la diferencia exacta causada por las actividades del fondo.

Enfoque estadísticos usados comúnmente:

El principal enfoque estadístico usado es la regresión entre las cuencas control e impacto durante los periodos de calibración y de tratamiento. La regresión evalúa cambios temporales en la calidad y cantidad del agua. Posteriormente, usando un análisis de covarianza se comparan las pendientes e intersecciones de estas dos relaciones de regresión. Asimismo, para entender relaciones de dosis/respuesta

causadas por las actividades del Fondo de Agua se usan otras regresiones entre variables dependientes, como los parámetros de la calidad del agua, y variables independientes, como la superficie total cubierta por las actividades del fondo.

Nota para la selección de las cuencas pareadas: Si se está usando un diseño clásico de control / impacto, donde los impactos son las actividades destinadas a restaurar la función del ecosistema, lo que se espera es encontrar una divergencia de la cuenca impacto con relación a la cuenca control en tanto a un mejoramiento de sus condiciones. Si por el contrario, la cuenca impacto es tratada con una estrategia de conservación cuyo propósito es mantener su buena condición actual, lo que se espera es que la cuenca impacto se mantenga relativamente constante mientras que con el tiempo la cuenca control diverja hacia una condición de degradación, esto debido al supuesto de que la falta de protección resulta en cambios continuos en el uso del suelo y cobertura vegetal. De cualquier forma, la estadística es una prueba de diferencias significativas entre la cuenca control y la cuenca impacto.

EN LA PRÁCTICA

Para más información acerca del diseño y análisis del **enfoque de cuencas pareadas**, ver:

U.S. EPA—Paired Watershed Study Design:

<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/20004PR6.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1991%20Thru%201994&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&To-cRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQ-Field=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C91THRU94%5CTXT%5C00000008%5C20004PR6.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=p%7Cf&DefSeekPage=x&Search-Back=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1>

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (Parte 615, Capítulo 10: Paired Watersheds)

http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

.....

Para ejemplos de enfoques de **cuencas pareadas**, ver:

Monitoreo de cambios en el flujo:

Fisher, M., Deboodt, T., Buckhouse, J. y Swanson, J. (2008). Lessons Learned in Calibrating and Monitoring a Paired Watershed Study in Oregon's High Desert. Third Interagency Conference on Research in the Watersheds, Estes Park, CO.

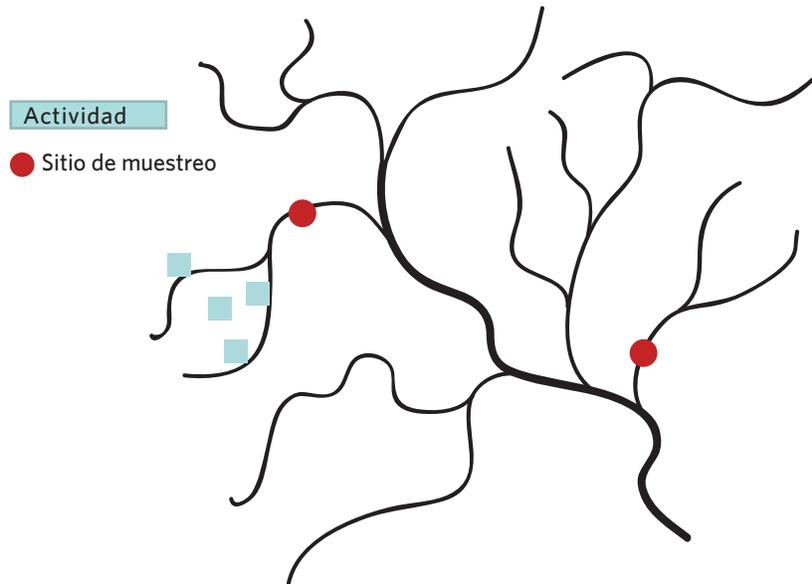
<http://pubs.usgs.gov/sir/2009/5049/pdf/Fisher.pdf>

Monitoreo de cambio en los sedimentos:

Barber, T. (s/f) Hetten and Tompkins Paired Watershed Study: Turbidity and SSC from paired managed and unmanaged watersheds.

<http://www.watershed.org/?q=node/218>

DOS CUENCAS



En algunas ocasiones se han usado incorrectamente dos cuencas, una con y sin una actividad o conjunto de actividades, para evaluar los efectos de estas en la calidad del agua y el flujo. El diseño de dos cuencas no es el mismo que el diseño pareado de cuencas, porque en el primero no existe un periodo de calibración y las dos cuencas elegidas pueden no cumplir con los criterios adecuados para la selección de las cuencas control e impacto, es decir, iniciar bajo las mismas condiciones antes de la implantación de las actividades. Este enfoque es usado para comparar cambios en la calidad del agua y el flujo entre dos cuencas. Debido a que este diseño no requiere datos previos a la implementación de las actividades, presenta las mismas limitaciones inherentes que los otros diseños que no cuentan con estos datos. La ausencia de un control contribuye con las limitaciones de este diseño.

¿Cuándo usar este enfoque?

- Cuando es necesario inferir que las tendencias en el tiempo ocurren como resultado de las actividades del Fondo de Agua y no es posible identificar una cuenca control y cuando no se colectan datos en un periodo de calibración.
- Para ilustrar diferencias en la calidad y cantidad de agua entre cuencas donde las se están implementando las actividades y en las que no. Sin embargo, a menudo la situación no es tan clara y cuencas que comúnmente son consideradas control en realidad no lo son. Al contrario, son cuencas donde las actividades no se están implementando pero que no comenzaron con las mismas condiciones que la cuenca impacto. O también puede en ellas se estén implementado algunas, pero no todas las actividades del fondo. En estos casos, el enfoque no representa un diseño de cuencas pareadas sino más bien un diseño de dos cuencas.
- Este enfoque representa un diseño débil y no es recomendado a menos que sea usado para comparaciones entre cuencas usando un monitoreo a largo plazo para encontrar convergencias o divergencias entre las cuencas impacto y la no impacto (ver abajo). Un monitoreo único no es suficiente para poder afirmar que las diferencias entre las cuencas se debe al tratamiento. Esta situación es común y requiere usar información de monitoreo adicional sobre el clima y los cambios en el uso del suelo y la cobertura vegetal para fortalecer las hipótesis extraídas de los resultados.

Supuestos:

- Cualquier diferencia se debe al factor causal bajo evaluación. Este es un supuesto difícil de hacer sin datos previos a la implementación de la actividad que permitan corroborar si las cuencas son realmente similares en sus respuestas a las variables, tanto en valores medios como en variación, por lo que es un supuesto sumamente débil.

Ventajas:

- A veces es posible seleccionar dos cuencas con tamaño, clima, geología, suelos y formas del terreno similares.

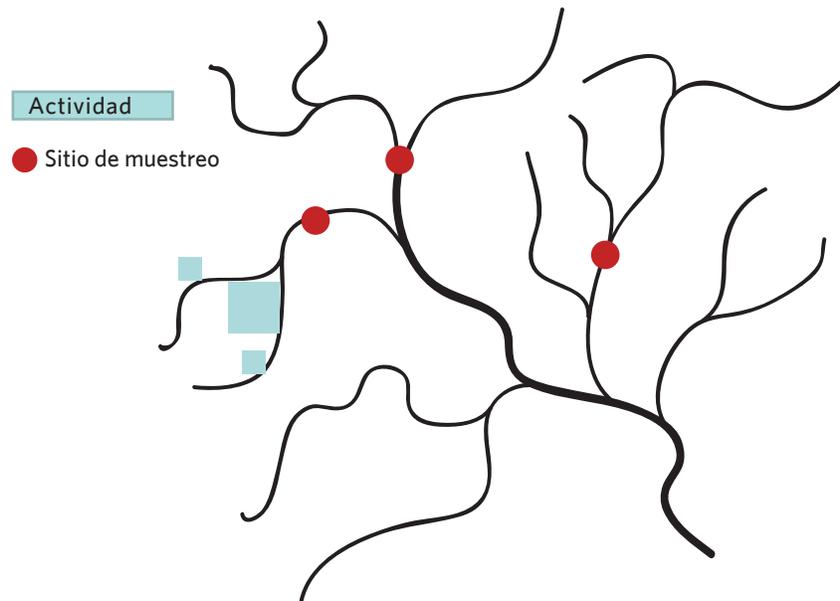
Limitaciones:

- Las diferencias entre las dos cuencas pueden ser causadas por las actividades del Fondo de Agua, por diferencias inherentes en las cuencas, o bien por interacciones entre ambos factores . Con este diseño básico no existe manera de distinguir entre los factores mencionados.

Enfoques estadísticos comúnmente usados:

Si bien un análisis estadístico de los cambios asociados con las dos cuencas puede no ser apropiado, para analizar los datos es posible usar una prueba de t pareada o una prueba de t no paramétrica de las medias del tratamiento para hacer comparaciones de la calidad del agua y del flujo. En algunos casos, para entender la influencia de los factores externos en las diferencias observadas entre las dos cuencas, es posible comparar las regresiones entre la calidad del agua y el flujo, considerando las variables de uso del suelo y el clima.

MÚLTIPLES CUENCAS



El diseño de cuencas múltiples puede ser usado de muchas maneras:

- 1. Para hacer comparaciones entre múltiples cuencas. Por ejemplo, entre una cuenca degradada sin actividades del Fondo de Agua (control), una cuenca degradada con actividades (impacto) y una cuenca que representa la condición que se espera la cuenca impacto alcance en el futuro (referencia).**

Este enfoque requiere similitud entre las cuencas para controlar el efecto de los factores externos, lo cual representa un importante desafío para usar adecuadamente este diseño. Para que una cuenca pueda ser considerada como cuenca de control debe cumplir con los criterios discutidos previamente. Si se usan cuencas de control y de referencia adecuadas, este es un diseño de tipo referencia/control/ impacto y puede aportar inferencias más sólidas que los diseños control/ impacto o referencia/impacto. Si se incluyen datos previos a la implementación con cuencas control y de referencia adecuadas, se obtiene un diseño de tipo antes/después/control/referencia/impacto, aportando la inferencia más sólida de todos estos diseños.

¿Cuándo usar este enfoque?:

- Para ilustrar que las características de una cuenca impacto están divergiendo de una cuenca sin tratamiento y convergiendo con una cuenca que representa la condición futura deseada.
- En donde se llevará a cabo un monitoreo de largo plazo para observar las tendencias en el tiempo.

Supuestos:

- Las diferencias se deben únicamente a los tratamientos.

Ventajas:

- Es posible evaluar simultáneamente las diferencias entre las cuencas control, impacto, y referencia (o condición deseada).

Limitaciones:

- Requiere de monitoreo a largo plazo para poder mostrar las diferencias de la cuenca impacto con las cuencas no tratadas, así como mostrar las similitudes entre la cuenca impacto y la cuenca de referencia (o condición deseada). Sin un monitoreo y tendencias a largo plazo las inferencias para distinguir entre las cuencas son débiles, especialmente sin dato alguno del periodo de calibración.
- Requiere mayor control por la similitud de factores, como el clima, la geología, los suelos y otros (como se discutió en la descripción del enfoque de cuencas pareadas en este capítulo).

Enfoques estadísticos comúnmente usados:

Existen una variedad de enfoques estadísticos que pueden ser usados para este diseño, dependiendo de las preguntas del monitoreo. Para un resumen detallado ver:

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (Parte 615, Capítulo 11: Cuencas Múltiples) http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

2. Para estimar la precisión de los modelos a partir de la evaluación de la variación entre diversas cuencas que difieren en los valores de los atributos que se están modelando, como por ejemplo los cambios en el uso del suelo y la cobertura vegetal debido a las condiciones ambientales o debido a las actividades que han sido implementadas.

Este enfoque es menos demandante en cuanto a las similitudes entre las cuencas ya que se usa un mayor número de cuencas en el análisis. Generalmente, este enfoque usa datos sobre los patrones espaciales (uso del suelo y cobertura vegetal) y datos de la química y el flujo de agua. Este diseño tiene por objeto proporcionar datos para análisis de regresión y no se ajusta a las estructuras de diseño estándar resumidos en otros ejemplos.

¿Cuándo usar este enfoque?

- Para evaluar la precisión de los modelos que relacionan los datos de suelo y cobertura vegetal con datos de calidad y flujo del agua.

Supuestos:

- Las diferencias encontradas en los datos monitoreados son el resultado de la relación entre los parámetros que se están evaluando.

Ventajas:

- Los resultados pueden ser transferidos a la región que está siendo monitoreada.
- Dependiendo de las preguntas que se quieren contestar, el monitoreo puede ser llevado a cabo como fotografías en el tiempo.

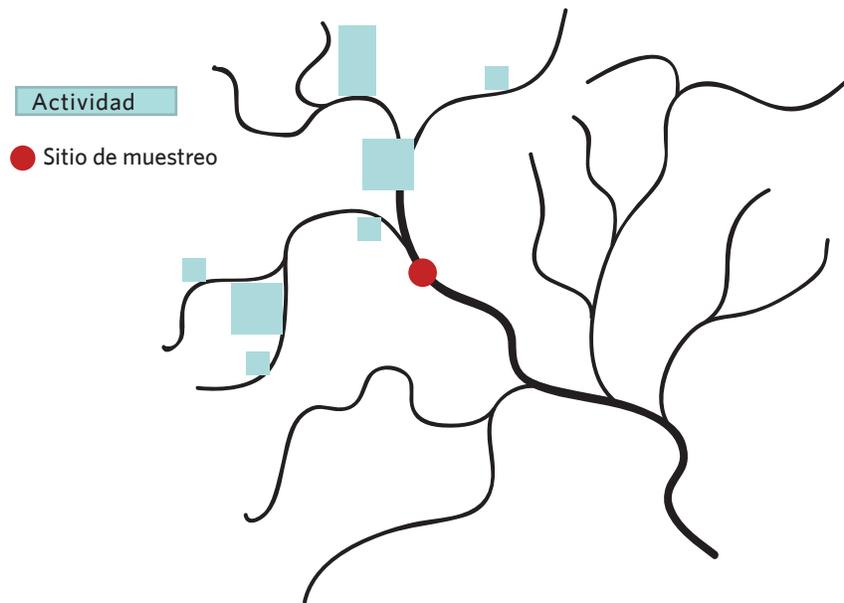
Limitaciones:

- Los datos espaciales deben estar disponibles en la resolución y series de tiempo adecuados para dar seguimiento a los cambios que se están observando a través del monitoreo.

Enfoques estadísticos comúnmente usados:

El método más común y sencillo es el análisis de regresión de los patrones en la cuenca y las variables de respuesta, aunque existen otros métodos que dan más flexibilidad con relación a la linealidad entre las variables dependientes e independientes, así como a la estructura de distribución y varianza (e.g. árboles de regresión y redes neurales).

MONITOREO CORRIENTE ABAJO EN UNA SOLA CUENCA



Con este diseño, las variables de respuesta son medidas en localidades corriente abajo, preferentemente antes y después de que la actividad o grupo de actividades hayan sido implementadas. Generalmente se denomina condiciones de referencia o de calibración a los datos tomados con anterioridad a la implementación de la actividad. Si estos datos no son colectados, este es simplemente un diseño de impacto y proporciona la inferencia de causalidad más débil de todos los diseños. Por su parte, incluir estos datos convierte a este diseño en uno de tipo antes/después/impacto, que también tiene ciertas limitaciones inherentes. Este enfoque debe ser evitado ya que los cambios temporales documentados no pueden ser atribuidos a las actividades. Alternativamente, para poder hacer el mejor uso de este enfoque, es posible usar datos del clima y del uso del suelo para establecer la relación entre la calidad del agua y los patrones de flujo, y así poder explicar los cambios observados. Este enfoque presenta muchos obstáculos, y es más efectivo si se usan datos de un sitio de monitoreo ya existente con largo historial de colecta de datos que pueda ser usado para monitorear tanto la calidad como el flujo del agua.

¿Cuándo usar este enfoque?:

- Cuando las tendencias en la calidad y cantidad del agua hayan sido monitoreadas por un largo tiempo, se desee ilustrar que los cambios podrían ser relacionados con las actividades del Fondo de Agua y no se requiera rigor científico.
- Este puede ser un enfoque útil bajo circunstancias restringidas, como por ejemplo, si la actividad está destinada a ser efectiva únicamente por un periodo de tiempo corto. Sin embargo, aun en estos casos el monitoreo de antes y después de la implementación de la actividad deben realizarse bajo condiciones similares (e.g. durante un evento de precipitación). También debe tenerse en cuenta que la variabilidad natural puede complicar la interpretación de los resultados.
- Si se espera que después de la implementación los efectos sean claramente inequívocos y que éstos se mantengan en el tiempo, lo que generalmente es difícil de saber con anticipación.

Supuestos:

- Las condiciones (incluyendo clima y uso del suelo) se mantienen constantes en el tiempo o son tomadas en cuenta de manera explícita y por lo tanto todos los cambios observados pueden ser atribuidos a la actividad implementada.

Ventajas:

- Este enfoque sólo requiere una estación de monitoreo para la química de la corriente de agua.

Limitaciones:

- Al igual que al monitorear únicamente corriente abajo del sitio donde se implementa la actividad, no es posible separar los efectos de las actividades de otros efectos que pueden confundir los resultados del monitoreo. Debido a la dificultad de controlar las actividades corriente arriba del sitio de monitoreo, este enfoque no podrá diferenciar los cambios en la calidad del agua que son producto de las actividades del Fondo de Agua de aquellos cambios corriente arriba. Asimismo, es difícil tener control sobre los cambios que ocurren a lo largo del tiempo. Por ejemplo, si resulta que el periodo antes de la implementación coincide con una sequía y el monitoreo después de la implementación se realiza durante un periodo de lluvias, será difícil diferenciar la sequía y otros impactos climáticos de los cambios que realmente son consecuencia de la actividad del fondo.
- Interpretar los datos de un enfoque de monitoreo basado en una sola cuenca es más complejo y puede resultar en conclusiones equivocadas. Requiere periodos de calibración más largos y es menos preciso que un diseño de cuencas pareadas.
- Los datos colectados usando un diseño de cuenca única no pueden ser transferidos a otras áreas.



© Adriano Gambarini

Enfoques estadísticos comúnmente usados:

La diferencia en la calidad del agua provocados por una práctica generalmente se expresa como la diferencia en las medias para los dos periodos. Para este tipo de comparación la prueba más comúnmente usada es una prueba de t. Esto proporciona un número de muestra y grados de libertad limitados (1). También es posible realizar análisis de regresión en el tiempo.

Monitoreo de los servicios y beneficios ecosistémicos

La razón principal por la cual los inversionistas participan en los Fondos de Agua es por la provisión de servicios y beneficios ecosistémicos a los usuarios del agua corriente abajo, por lo tanto para asegurar la viabilidad económica y financiera de los Fondos de Agua es fundamental contar con información confiable que documente dichos servicios y beneficios. Para poder ser financieramente sustentables 1) los Fondos de Agua deben proveer a los inversionistas corriente abajo servicios y beneficios específicos a un costo menor que otros mecanismos alternativos de provisión y, 2) los beneficios que reciben los inversionistas del Fondo de Agua corriente abajo deben superar el costo de inversión. Asimismo, un Fondo de Agua es económicamente justificable cuando los beneficios totales que reciben inversionistas y terceras partes superan el costo total del Fondo de Agua.

Si bien es cierto que debe ponerse especial atención a las metas y beneficios de todos los participantes e inversionistas del fondo, en la práctica la principal limitante para la viabilidad a largo plazo de los Fondos de Agua es la financiera. Por ello, el monitoreo deberá incluir los beneficios financieros que obtienen los inversionistas y contribuyentes del fondo. Por otro lado, también es importante monitorear los beneficios que reciben los clientes de los servicios públicos y otros beneficiarios, ya que al documentar estos beneficios puede incrementarse el número de colaboradores (e.g. inversionistas potenciales, apoyo político para un referéndum) o sus contribuciones y con ello influir favorablemente en la viabilidad financiera a largo plazo del Fondo de Agua⁴. Estas decisiones deberían tomarse con base en las prioridades del Fondo de Agua y la disponibilidad de información.

Para el diseño y la evaluación del proyecto en general y para el monitoreo en particular, es importante distinguir entre: (1) servicios ecosistémicos, (2) los beneficios específicos que son sostenidos por esos servicios y (3) el valor económico de esos beneficios.

El monitoreo corriente abajo de los beneficios que resultan de las actividades del Fondo de Agua deben centrarse en dos aspectos distintos: (1) cuantificar los cambios en los *servicios ecosistémicos* que producen un beneficio particular, y (2) cuantificar los cambios en los beneficios (económicos y no económicos) que resultan de los cambios en los servicios. Lo segundo debe considerarse una prioridad ya que representa el resultado final, mientras que los cambios en los servicios son el mecanismo para asegurar dichos beneficios. Debe reconocerse que la relación entre los servicios y los beneficios puede no ser lineal, de modo que monitorear únicamente los cambios en los servicios puede no dar la información adecuada para estimar los beneficios. Un componente separado en el monitoreo de los beneficios es valorar los cambios en los mismos. Aunque es necesario evaluar el desempeño económico o financiero total de un Fondo de Agua, no es necesario valorar los beneficios específicos para la viabilidad financiera del fondo, ya que presumiblemente cada contribuyente al fondo realiza su propio análisis de costo beneficio, y evaluará la decisión de participar con base en sus resultados.

En el Cuadro 2 se presentan algunos ejemplos de servicios ecosistémicos y parámetros de los beneficios más comunes corriente abajo. Durante el diseño del proyecto del Fondo de Agua deben definirse los parámetros y enfoques de monitoreo en colaboración con expertos para poder asegurar que se coleccionará

⁴ Reducir la cantidad de beneficios sin compensación que son generados por el fondo de agua permitiría reducir la tasa de contribución para los colaboradores actuales, aumentando así los beneficios netos que ellos reciben por su participación y fortaleciendo el argumento financiero para la continuación y posible expansión de las actividades.

y se tendrá disponible la información adecuada para su análisis y para la presentación de reportes. Generalmente, la información que es usada para evaluar los servicios y beneficios ecosistémicos es recabada por los servicios públicos y otros usuarios y procesadores de agua importantes. Idealmente, las negociaciones en el diseño del Fondo de Agua deben incluir acuerdos para tener acceso a estos datos de manera que se proteja la confidencialidad de información financiera crítica y los secretos de mercado.

CUADRO 2: Parámetros seleccionados para el monitoreo de servicios ecosistémicos comunes y sus beneficios asociados. Nótese que los servicios y beneficios netos producto de las actividades del Fondo de Agua deben ser interpretados en el contexto de los patrones de precipitación y otros factores (como los cambios en el uso del suelo en la cuenca) que pueden afectar a los parámetros.

SERVICIO ECOSISTÉMICO	PARÁMETROS PARA EL SERVICIO	PARÁMETROS NO ECONÓMICOS PARA LOS BENEFICIOS	PARÁMETROS ECONÓMICOS PARA LOS BENEFICIOS (\$/AÑO)
Reducción en las concentraciones de nutrientes por debajo del umbral de manejo en los puntos de uso de agua potable	# de horas (o días) al año de interrupción en el suministro de agua por exceder los umbrales de nutrientes	# horas (días) de cierre en el suministro de agua al año por número de clientes afectados	<p>Pérdida de ingresos para los servicios públicos asociados con las interrupciones en el suministro de agua</p> <p>Costo del tratamiento de agua para los servicios públicos (operación y mantenimiento)</p> <p>Costos para los clientes del servicio público debido a la interrupción en el suministro del agua (pérdidas de ingresos, gastos defensivos, inversión futura para infraestructura)</p>
		Millones de m ³ /año de suministro de agua	Costo de la inversión futura por infraestructura para los servicios públicos
Reducción en los niveles de sedimento por debajo del umbral de acción en los puntos de uso de agua potable	# de horas (o días) al año de interrupción en el suministro de agua por exceder los umbrales de sedimentos	# horas (días) de cierre en el suministro de agua al año por número de clientes afectados	<p>Pérdida de ingresos para los servicios públicos asociados con las interrupciones en el suministro de agua</p> <p>Costo del tratamiento de agua para los servicios públicos (operación y mantenimiento)</p> <p>Costos para los clientes del servicio público debido a la interrupción en el suministro del agua (pérdidas de ingresos, gastos defensivos, inversión futura para infraestructura)</p>
		Millones de m ³ /año de suministro de agua	Costo de la inversión futura por infraestructura para los servicios públicos
	Cantidad de sedimento reducido (toneladas métricas /año)	# toneladas métricas / año necesarias de sedimentos removidos	Costos de la inversión futura para el dragado e infraestructura

CUADRO 2: continuación

SERVICIO ECOSISTÉMICO	PARÁMETROS PARA EL SERVICIO	PARÁMETROS NO ECONÓMICOS PARA LOS BENEFICIOS	PARÁMETROS ECONÓMICOS PARA LOS BENEFICIOS (\$/AÑO)
Reducción en los niveles de sedimento en los reservorios de las hidroeléctricas	Capacidad del reservorio	Capacidad del reservorio debido a la reducción en la sedimentación	Costo de la inversión futura por infraestructura para los servicios públicos
	Cantidad de sedimento reducido (toneladas métricas/año)	# toneladas métricas/año necesarias de sedimentos removidos	Costo de la remoción de sedimentos
		Producción de electricidad durante la vida útil del reservorio (kWh/año)	Pérdidas de ingreso para los servicios públicos debido a una menor producción de electricidad durante la vida útil del reservorio Pérdidas de ingresos para los negocios debido a la interrupción en el suministro de electricidad
Aumento en el caudal de base superando el umbral de cierre durante la temporada seca	# horas/año sin disponibilidad de agua debido a un caudal insuficiente	# de horas de cierre por año por # de clientes afectados	Pérdidas de ingreso para los servicios públicos debido a interrupciones en el suministro de agua
		# personas-día con acceso al agua	Gastos defensivos (tanques de agua, agua embotellada)
		Millones de m³/año de aumento en el suministro de agua	Costos para los clientes del servicio público debido a la interrupción en el suministro del agua (pérdidas de ingresos, gastos defensivos, inversión futura para infraestructura) Costo de la inversión futura por infraestructura / manejo de fuentes alternativas de agua para los servicios públicos
Reducción en la magnitud / duración de los eventos de inundación	# casos/año en que el suministro de agua municipal es interrumpido debido a inundaciones	# casos de cierre/año	Pérdidas de ingresos para los servicios públicos debido a la interrupción en el suministro de agua Costos para los clientes del servicio público debido a la interrupción en el suministro del agua (pérdidas de ingresos, gastos defensivos, inversión futura para infraestructura)
	# casos/año en que se superan los umbrales de inundación	# personas/casas/negocios/superficie cultivada por año afectadas por inundaciones	Pérdida de propiedad / infraestructura/cultivos debido a inundaciones

Cuantificando servicios y beneficios

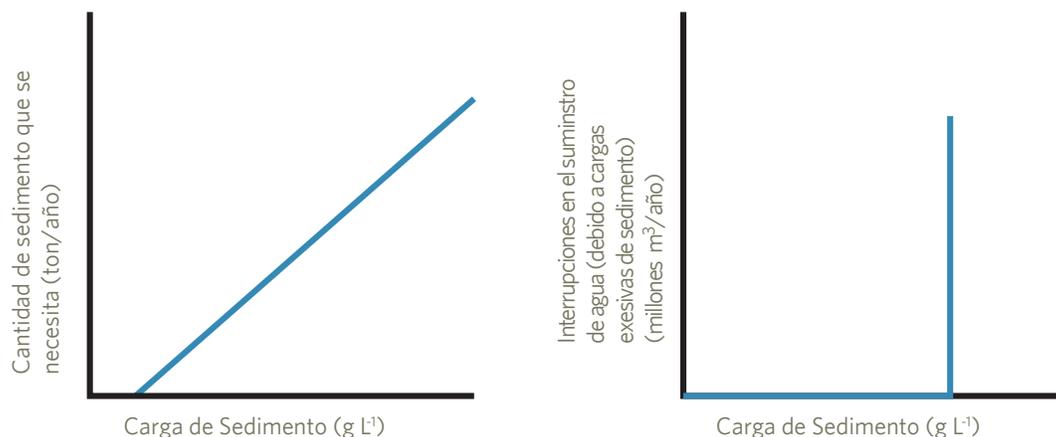
Frecuentemente, el beneficio y el valor producto de un cambio específico en un servicio ecosistémico difieren en el espacio: el efecto de cierta reducción en la concentración de sedimentos puede variar entre usuarios similares (e.g. proveedores de agua municipal con tomas de agua en distintas ubicaciones o distintas tecnologías de tratamiento), o bien entre usuarios distintos (e.g. proveedores de agua municipal y productores agrícolas)⁵. Por ello, los servicios deben ser monitoreados en los puntos de uso respectivos a cada beneficiario (e.g. la toma de agua de un suministro de agua municipal, la toma de irrigación de un productor agrícola).

Para minimizar los costos de monitoreo para los Fondos de Agua, debe identificarse a aquellos beneficiarios corriente abajo que ya se encuentran monitoreando los servicios. Por ejemplo, los proveedores de agua municipal o los usuarios industriales generalmente monitorean parámetros asociados al suministro de agua como son el flujo, la calidad y los sedimentos. Puesto que ellos son beneficiarios del servicio, sus reportes sobre los cambios en los valores del beneficio representan contribuciones fundamentales para cuantificar de manera más precisa los efectos de las actividades del Fondo de Agua. Cuando los usuarios no se encuentran monitoreando estos parámetros, cuando varios usuarios están operando en proximidad o cuando las diferencias en los servicios no son significativas entre los usuarios, entonces es razonable usar una sola localidad para monitorear el servicio para múltiples usuarios. Una alternativa puede ser monitorear las concentraciones de sedimento arriba de la primera toma de agua de una serie de usuarios industriales o municipales, solo si ninguno de los usuarios esta regresando agua con altas concentraciones de sólidos suspendidos que impacten a los usuarios de corriente abajo.

Para poder estimar el aumento en los beneficios obtenidos por los cambios en un servicio particular es necesario contar con información acerca de las funciones del beneficio mismo. La función de un beneficio indica la manera en que un cambio en el servicio afecta a su beneficio asociado. Esto se muestra en la Figura 2 usando dos funciones distintas. Ambas tienen umbrales por debajo de los que un cambio en el servicio no generará beneficios; a la izquierda los beneficios aumentan de manera lineal

⁵ Distintas plantas de tratamiento de agua municipal pueden usar diferentes tecnologías para la remoción de sedimento, caracterizadas por distintas funciones de costo. Aun si usan tecnologías idénticas, distintas plantas pueden operar con distintas tasas de capacidad instalada para la remoción de sedimentos y por lo tanto pueden ser afectadas diferenciadamente por una reducción dada en la carga de sedimento. Por ejemplo, una planta que se enfrenta ante la necesidad de aumentar su capacidad de remoción o que tiene la oportunidad de cerrar una unidad de remoción de sedimento cuando el sedimento es reducido en cierta cantidad, es afectada de manea distinta que aquella planta (idéntica o diferente) para la cual la misma reducción no llevaría a su capacidad o a la necesidad de hacer cambios operacionales.

FIGURA 2: Ejemplos de funciones para dos beneficios producidos por la reducción de sedimentos



con los cambios en el servicio después de que se alcanza cierto umbral, mientras que a la derecha no hay beneficios hasta que se llega al umbral, aunque después de que éste se alcanza los beneficios se obtienen rápidamente.

Generalmente, los beneficiarios conocen mejor sus funciones de beneficio y por lo tanto están en mejores condiciones para estimar estos beneficios por sí solos o para ayudar a generar modelos de funciones de beneficios para otros usuarios. Las columnas tres y cuatro a la derecha del Cuadro 2, muestran de manera no económica y económica respectivamente, los beneficios específicos que se obtienen potencialmente de un cambio dado en un servicio. Las estimaciones de los beneficios no económicos pueden ser usadas para evaluar la relación coste-eficacia (dólar por unidad de servicio ganado) o retornos no económicos sobre la inversión (RSI), expresados como la cantidad de un beneficio dado que es generado por cada dólar del Fondo de Agua que es invertido por beneficiario corriente abajo. Posteriormente, este RSI puede ser comparado con el de las alternativas convencionales (infraestructura “gris”) que proveen el servicio respectivo. Asimismo, la relación coste-eficacia o RSI no económico totales del Fondo de Agua para un servicio particular puede ser estimado al dividir el costo total por las ganancias totales de ese servicio (i.e. entre todos los beneficiarios).

Por ejemplo, los análisis pueden estimar que el Fondo de Agua reduce las concentraciones de sedimento en una toma de agua del servicio municipal en un diez por ciento, disminuyendo la remoción de sedimento requerida en 100 toneladas al año. Si el proveedor de agua municipal invierte \$1 millón al año en el Fondo de Agua, entonces su RSI en el fondo es de 100 toneladas de sedimento por \$1 millón, lo que resulta en un costo de \$10,000 por tonelada de sedimentos evitados anualmente. Esta relación coste-eficacia puede ser comparada directamente con, por ejemplo, los \$12,000 de costo anual de la capacidad de filtración adicional hipotética que se habrían necesitado si se hubiesen alcanzado esas 100 toneladas de remoción de sedimento⁶. Asimismo, si la inversión total del Fondo es de \$10 millones anuales, y ello reduce las necesidades de manejo del sedimento en conjunto para todos los inversionistas por un total de 20,000 toneladas, entonces la relación coste-eficacia total para el Fondo de Agua por haber evitado el manejo de sedimento será de \$5,000 por tonelada de sedimento al año.

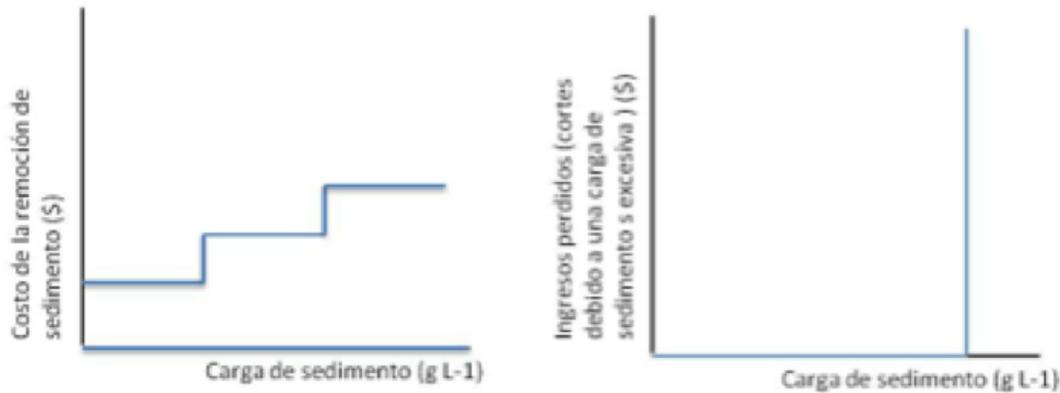
Debe notarse que, si el Fondo de Agua proporciona más de un servicio, estas medidas de la relación coste-eficacia o RSI para un solo beneficio pueden subestimar la competitividad del fondo en relación con las otras alternativas contra las que compite (en este caso una planta de filtración de sedimentos). Por ejemplo, si el Fondo de Agua también aporta un aumento en los periodos de caudal de base, entonces parte del millón de dólares que el proveedor de agua invierte en el fondo, debe ser asignado a este servicio cuando se calcula la relación coste-beneficio o RSI para evitar la remoción de sedimento por parte del proveedor de agua. En este ejemplo, la inversión de \$1 millón del proveedor de agua generaría 100 toneladas menos de sedimento a remover por año y, digamos, se evitaría un déficit en la entrega de un millón de metros cúbicos de agua al año, con su costo asociado, digamos \$2 millones. Claramente, calcular por separado la relación coste-eficacia de dos servicios (\$10,000 por tonelada de sedimento evitado y, digamos \$1/m³ de caudal de base adicional en la época de secas), y después comparar estos números con los valores individuales de la relación coste-eficacia de dos opciones de infraestructura “gris” alternativas, llevaría a resultados erróneos, representando incorrectamente la relación coste-eficacia total de evitarle al proveedor de agua inversiones “grises”. Sin embargo, no es obvio qué parte de la inversión debería ser asignada a cada uno de los dos beneficios, ya que cualquier partición sería arbitraria. El problema se evita si los beneficios pueden ser expresados en términos de sus valores monetarios.

⁶ Este ejemplo ilustra por qué es importante incluir los flujos futuros en los servicios y beneficios en el análisis. Si actualmente la capacidad de remoción de sedimento de la planta es adecuada, la reducción en la concentración de sedimentos no produce beneficios ni un valor para el proveedor de agua en este año. Sin embargo, supongamos un aumento en el desarrollo de la cuenca que llevara a un aumento en las cargas de sedimento y requiriera de la instalación y operación de una capacidad adicional de filtración, digamos 500 toneladas de sedimento anual en 10 años a partir de hoy. Si las actividades llevadas a cabo por el fondo de agua reducen este aumento a 400 toneladas, le evitan al proveedor de agua la remoción de 100 toneladas de sedimento en 10 años, y cantidades similares cada año. Evitar la remoción de sedimentos en el futuro, equivale al valor actual de evitar los costos de manejo de sedimentos.

La valoración de la ganancia en los servicios

El valor económico de los beneficios particulares producidos por el Fondo de Agua puede ser estimado usando los parámetros que se muestran en la columna 4 del Cuadro 2 y que son ilustrados en la Figura 3. Esta estimación requiere de funciones de valor que indiquen la manera en que un cambio en un servicio (e.g. la carga de sedimento evitada) se traduce en un beneficio económico (el costo evitado).

FIGURA 3: Ejemplos de funciones de costo necesarias para valorar los beneficios



En la mayoría de los casos, son los beneficiarios mismos lo que estarán en mejor posición para cuantificar el valor de los beneficios que reciben, y de hecho se podría esperar que eventualmente ellos realizaran sus propios análisis de costo-beneficio sobre sus inversiones en el Fondo de Agua. La valoración monetaria de los beneficios que se derivan de aumentos en los servicios, permite a los beneficiarios estimar el beneficio total neto (los beneficios totales de todos los servicios que recibe el beneficiario, menos las contribuciones al fondo) o la relación costo-beneficio (i.e. el RSI económico, expresado en términos de una proporción sin unidades: dólares generados por dólar invertido) de sus inversiones en el Fondo de Agua. Por ejemplo, en el caso anterior del proveedor de agua, las inversiones necesarias y costo de operación que son evitados, de \$1 millón por año por una capacidad de remoción alternativa de 100 toneladas de sedimento y un costo de \$2 millones por un millón de metros cúbicos de abastecimiento de agua se traduce en \$3 millones de beneficios anuales. Dada la inversión anual del proveedor de agua de \$1 millón, el Fondo de Agua brinda \$2 millones en beneficios netos por año al proveedor y refleja una relación costo-beneficio o RSI económico para el proveedor de 3.

Para estimar el beneficio neto global y el RSI global del fondo (i.e., entre todos los beneficiarios y todos los servicios) se necesita información sobre el valor de los beneficios ganados por todos los beneficiarios en su conjunto e información sobre el costo total del fondo. Esta información es esencial para contar con una visión más global sobre el modelo empresarial, así como los esquemas público y social de las inversiones del Fondo de Agua, y por lo tanto los beneficiarios deberían de compartir estos análisis con los investigadores del Fondo de Agua. La falta de información cuantitativa sobre el desempeño económico del Fondo de Agua puede provocar una reducción en la inversión para la conservación de la cuenca y provocar la pérdida de oportunidades para que las empresas públicas y privadas ahorren costos, así como una reducción o pérdida de los de beneficios para el público en general.

Es importante destacar que en la mayoría de los casos el costo de monitorear los servicios así como de estimar cuales son las ganancias en servicios para todos los beneficiarios del Fondo de Agua es prohibitivo. En este sentido las limitaciones en el presupuesto requieren restringir el monitoreo a los principales beneficiarios resultando en una estimación baja de los beneficios globales o del RSI del Fondo

de Agua. Dependiendo de la proporción de beneficios totales que son reconocidos por los beneficiarios e incluidos en el análisis, así como del valor relativo de los beneficios, reconocido o no, este sesgo puede ser significativo.

LECTURAS ADICIONALES

Para información adicional acerca de la evaluación de los impactos de las prácticas de manejo sobre los beneficios ecosistémicos, ver:

Tallis, H., et al. (2011). New metrics for managing and sustaining the ocean's bounty. *Marine Policy*, 36, 303-306.

http://cmsp.noaa.gov/_pdf/New_Ocean_Metrics_MarPolicy_2011_online.pdf

Tallis, H., et al. (2012). A global system for monitoring ecosystem service change. *BioScience*, 62, 977-986.

<http://woods.stanford.edu/sites/default/files/files/global-monitor-study.pdf>

USDA Natural Resources Conservation Service—Tools for Economic Analysis

<http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/national/technical/econ/tools>

Capítulo 11: Monitoreo de impacto para hábitats y biodiversidad

La evaluación de impactos en la conservación

Además del valor inherente de proteger y restaurar los ecosistemas nativos, la conservación y restauración de hábitats y biodiversidad es el principal mecanismo para sostener a los servicios ecosistémicos. Debido a que los servicios ecosistémicos generalmente derivan directamente de ecosistemas saludables, el monitoreo del hábitat y la biodiversidad puede revelar mucho acerca de la condición de los ecosistemas y los servicios que se puede esperar que provean.



© Mark Godfrey

Muchas de las actividades del Fondo de Agua se centran a proteger y restaurar la cobertura vegetal natural, que a su vez provee de alimento y hábitat a los animales nativos. La restauración tiene dos enfoques básicos diferentes: no asistida, donde algunas áreas se aíslan del pastoreo, agricultura y otros disturbios, permitiendo así que se vuelvan a cubrir de vegetación por sí mismos; y asistida, donde las áreas son activamente sembradas o replantadas. Estos distintos enfoques resultan en varios grados y tasas de restauración de plantas y animales nativos. Estas actividades también pueden aumentar la capacidad del ecosistema de regular la escorrentía superficial de agua, sedimento, nutrientes y bacterias, lo que a su vez impacta la condición de los hábitats de agua dulce y su biodiversidad. Además de los beneficios a los hábitats y biodiversidad terrestres, la protección y restauración de los corredores riparios puede proveer también de beneficios directos a los hábitats y biodiversidad de los ecosistemas de agua dulce, estabilizando los márgenes de las corrientes de agua, dándoles sombra y aportando materia orgánica y materiales leñosos que son importantes fuentes de carbón y heterogeneidad del hábitat. Las zonas riparias también sirven directamente como hábitat para la biodiversidad acuática a lo largo del año, por ejemplo al estado adulto de algunos invertebrados acuáticos o bien para peces durante los periodos de caudal alto.

El monitoreo del hábitat aporta datos que vinculan directamente las actividades del Fondo de Agua a respuestas biológicas cuantificables. Estas respuestas tienen un desfase temporal que es influenciado por los tipos de actividades y las relaciones entre los hábitats y biodiversidad acuáticos y terrestres. La mayor parte de las respuestas biológicas de los hábitats terrestres ocurren directamente sobre las áreas que son manejadas y pueden responder en periodos de tiempo relativamente cortos: por ejemplo, la recuperación de suelos y vegetación en un área que es aislada del pastoreo de ganado. En cambio, en los hábitats de agua dulce las respuestas biológicas pueden ocurrir corriente abajo, así como en áreas proximales al sitio manejado. Además, la respuesta de los hábitats y biodiversidad acuática son afectados por todas las demás áreas corriente arriba, debido a que los usos del suelo pueden afectar los procesos de los ecosistemas acuáticos. Abordar estos temas requiere de distintos diseños de muestreo para dar seguimiento a las tendencias y probar las hipótesis.

El monitoreo del hábitat y la biodiversidad puede responder preguntas tales como:

- ¿Cuál es la condición de los ecosistemas terrestres y de agua dulce en donde están siendo implementados los Fondos de Agua?
- ¿Cómo está cambiando la integridad de los ecosistemas terrestres y de agua dulce en respuesta a las actividades del Fondo de Agua?

Monitoreo de ecosistemas terrestres

Para la mayoría de los Fondos de Agua, la respuesta de mayor interés en términos de la conservación de los ecosistemas terrestres son los cambios en la vegetación. Los hábitats terrestres son comúnmente descritos a partir de su composición y estructura vegetal. Si bien el monitoreo de la vegetación no necesariamente refleja la diversidad de las especies animales, la vegetación es el componente principal de la biodiversidad y es además un indicador de la calidad del hábitat. Las características de la vegetación también afectan la evapotranspiración y las tasas de escorrentía, las cuales se relacionan directamente con las metas hidrológicas de los Fondos de Agua. La cobertura del suelo con vegetación es la principal variable en la mayoría de los modelos usados por los Fondos de Agua para identificar áreas prioritarias para la implementación de actividades y para generar expectativas sobre los cambios en los patrones de escorrentía como respuesta a las actividades de manejo.

Para explorar las respuestas mecánicas subyacentes de los ecosistemas terrestres a las actividades de manejo, puede que algunos de los Fondos de Agua también estén interesados en estudiar los cambios en los atributos del suelo, como temperatura, humedad y materia orgánica. Los enfoques para estudiar estos factores varían de acuerdo con el proyecto, la actividad de manejo y el ambiente por lo que el personal del fondo y sus socios deben analizar si este tipo de estudio se justifica con base en los objetivos del proyecto. Para medir el progreso hacia las metas del proyecto, si los recursos lo permiten, el monitoreo de la biodiversidad debe ir más allá de únicamente monitorear las plantas

Vegetación: percepción remota

Debido a que los cambios en la vegetación son la respuesta principal a las actividades de los Fondos de Agua es fundamental darles seguimiento a todo lo largo del área del proyecto. Las imágenes de percepción remota pueden aportar información relevante de todos los sitios del Fondo de Agua así como del resto de la cuenca, y pueden ser usadas en conjunto con monitoreo de campo para comprender los cambios que no han sido bien entendidos o bien que no son detectables usando únicamente los datos de

PARÁMETROS PARA EL MONITOREO DE HÁBITATS Y BIODIVERSIDAD TERRESTRES

Escala: parcela, localidad, cuenca

Parámetros primarios: vegetación

Cobertura: clases de cobertura del suelo, cobertura vegetal

Condiciones dentro de las clases de cobertura del suelo

- Estructura vegetal
- Diversidad y composición (nivel de resolución taxonómica determinada por las necesidades y la capacidad del proyecto)
- Abundancia relativa de grupos taxonómicos o fisonómicos
- Estructura de edades / tamaños
- Presencia / ausencia / abundancia de especies indicadoras

Otros parámetros a considerar:

- Humedad del suelo
- Características de drenaje y porosidad del suelo
- Estructura de los horizontes del suelo
- Contenido de materia orgánica en el suelo

Diversidad, composición, abundancia, presencia / ausencia de especies indicadoras para:

- Mamíferos
- Aves
- Anfibios
- Reptiles
- Invertebrados

Otros parámetros para evaluar y explicar mejor los resultados:

- Elevación
- Clima (precipitación y temperatura)

la percepción remota. Para seleccionar el tipo de datos de percepción remota que serán usados, primero deben conocerse claramente sus capacidades y limitaciones inherentes. También es esencial usar una resolución espacial apropiada para contestar adecuadamente las preguntas del monitoreo. Como una regla general, el área o la anchura que ocupa la actividad de manejo en el terreno debe ser equivalente a dos pixeles del producto digital usado para monitorearla. Por ejemplo, dar seguimiento a los cambios en las zonas riparias que tienen 30 m de ancho requiere de una resolución de por lo menos 15 m, si no es que mayor. Datos más gruesos pueden ser aceptables para dar seguimiento a cambios en áreas más grandes (y áreas asociadas de control o referencia). En caso de necesitar mayor resolución debe considerarse usar productos de percepción remota como Ikonos, Geoeye o fotografía aéreas. Para un resumen de los distintos tipos de datos de la percepción remota ver los Cuadros 3 y 4.

CUADRO 3: *Sensores de percepción remota y sus usos más comunes*

SENSOR	USO
MODIS NDVI/EVI	Paisajes grandes (cuencas, grandes bosques, pastizales): medir la variación estacional, deforestación rápida, inundaciones, fuego, cobertura vegetal a grandes rasgos.
LandSat/Aster/ SPOT MS	Paisajes medianos (cuenca/área de drenaje, bosques más pequeños, grandes ríos, humedales, pastizales/cultivos en hilera, viviendas): información de referencia de la estructura, condición y extensión de la vegetación dando información acerca de la cobertura vegetal y uso del suelo, así como para cambiar información en el tiempo.
SPOT PAN	Áreas pequeñas (reforestación, ríos pequeños, viviendas): delimitar datos de referencia sobre el uso del suelo. Datos colectados con poca frecuencia (ver abajo)
IKONOS/GeoEye	Áreas muy pequeñas (monitoreo o implementación de acciones de reforestación, encontrar pequeños cambios o disturbios en el paisaje): proporcionar datos finos de uso de suelo. Datos colectados con poca frecuencia debido al costo, extensión, limitaciones de uso y los requerimientos informáticos para los datos.

CUADRO 4: Sensores de percepción remota, resolución, frecuencia de actualización de datos, costo relativo de adquisición de datos y frecuencia común en el uso de los datos por los proyectos de los Fondos de Agua.

SENSOR	RESOLUCIÓN	ACTUALIZACIÓN	COSTO	FRECUENCIA COMÚN DE USO
MODIS NDVI/EVI	MS 250m	16 días	gratis	Resolución baja- alta frecuencia (diario)
LandSat/	MS 30m	14 días	Gratis	Resolución moderada- anualmente
ASTER	MS 15m, 30m	14 días	Gratis	Resolución moderada- anualmente
SPOT MS	MS 10m	2-3 días	\$\$	Resolución moderada-alta-- anualmente o menos
SPOT PAN	Pan 2.5m, 5m	2-3 días	\$\$\$	Resolución alta - anualmente o menos
IKONOS/GeoEye	Pan ~1m	~2 semanas	\$\$\$\$	Resolución muy alta - una vez al año o cada 5-10 años

MS= multiespectral; Pan= pancromática

Los datos de percepción remota generalmente se entregan como productos de clasificación, definiendo categorías de cobertura del suelo con base en un análisis de los patrones espectrales. Estas categorías pueden ser usadas si se espera que ocurran cambios diferenciados en la estructura y cobertura vegetal, como cambios de agricultura a bosque natural. Sin embargo, usar la percepción remota con el fin de monitorear cambios en la condición dentro de una categoría, como evaluar la mejoría en las condiciones de un bosque natural, requiere de un análisis de las bandas espectrales en relación con un monitoreo de campo. Aun con este análisis, generalmente un reto o bien es imposible dar seguimiento a los cambios en la composición de especies, o estructura de edades y tamaño usando datos de percepción remota.

A veces es posible inferir correctamente los cambios en una categoría definida de cobertura del suelo usando el monitoreo a nivel de sub-píxeles con datos de sensores pasivos, multiespectrales o hiperespectrales. A excepción del satélite multiespectral Quickbird recientemente lanzado y de cámaras espectrales aerotransportadas, los datos ópticos de alta resolución existente generalmente no son adecuados para este propósito y resolución. Los datos con una resolución media a baja están disponibles con atributos multi o hiper- espectrales de sensores pasivos (e.g. Landsat, MODIS, SPOT, ASTER, etc.) o sensores activos (Radar de Apertura Sintética). Este enfoque de monitoreo requiere conocer las firmas de respuesta espectral biológicamente significativas, las cuales son identificadas y validadas con monitoreo de campo.

Para más información acerca del uso de datos de **percepción remota** ver:

Remote Sensing—Special Issue: “Remote Sensing of Biological Diversity” http://www.mdpi.com/journal/remotesensing/special_issues/biological_diversity

Xie, Y., Zongyao, S., y Mei, Y.(2008).Remote sensing imagery in vegetation mapping: A [review.Journal of Plant Ecology](http://jpe.oxfordjournals.org/content/1/1/9.full), 1(1), 9-23.
<http://jpe.oxfordjournals.org/content/1/1/9.full>

Vegetación: monitoreo de campo

El monitoreo de campo es necesario para investigar la relación que existe entre los datos obtenidos a partir de la percepción remota y muchos de los cambios en la vegetación (si este enfoque es usado), así como para entender los patrones en la composición de especies y estructura de edades y tamaños, características críticas para definir la condición de la vegetación. En este tipo de monitoreo generalmente la colecta de datos se lleva a cabo usando parcelas o transectos ubicados al azar.

Una manera comúnmente usada para muestrear la vegetación es estimando la composición y abundancia de especies a partir del conteo en puntos seleccionados al azar a lo largo de los transectos. Esta información puede ser complementada añadiendo parcelas cuadradas de distintos tamaños (que van de uno a varios metros, dependiendo de la densidad), de modo que pueda monitorearse la densidad y el diámetro de los tallos de las plantas, pueda calcularse la abundancia y estructura de edades, y pueda evaluarse la presencia de especies raras. Este método puede enfocarse en especies leñosas o herbáceas, o bien incluir ambas, dependiendo del hábitat y de las metas del proyecto de conservación. Cuando es posible, para aquellos casos en los que se está monitoreando la recuperación después de un disturbio, la información de los transectos y parcelas puede también incluir mediciones de altura de las plantas. Asimismo, a lo largo de los mismos transectos es posible evaluar el diámetro del tronco y la cobertura del dosel de los árboles maduros. Pueden usarse mapas para registrar las zonas de muestreo y, si los recursos lo permiten, pueden usarse unidades manuales de sistemas de posicionamiento geográfico (GPS) para obtener datos precisos de las localidades de colecta.

Las técnicas de monitoreo de la vegetación varían dependiendo del ambiente, el tipo de vegetación, el área que necesita ser evaluada, las preguntas que se están abordando y la capacidad disponible para el monitoreo.

Vida silvestre

La última medida de la calidad del hábitat para cualquier ecosistema es la biodiversidad que sostiene. Tanto para bosques como para pastizales, el monitoreo de vida silvestre puede ser relativamente barata y fácil de realizar, y puede proporcionar información valiosa sobre el éxito de los esfuerzos de protección y restauración del Fondo de Agua.

Para detalles sobre varias **técnicas de monitoreo de mamíferos, aves, anfibios, reptiles e invertebrados**, ver:

Harris, R.R., Kocher, S.D., Gerstein, J.M., y Olson, C. (2005). Monitoring the effectiveness of riparian vegetation restoration. Berkeley, CA: University of California Center for Forestry.

Hodkinson, I.D., y Jackson, J.K. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5), 649-666.

Morrison, M.L. (2002). *Wildlife restoration: Techniques for habitat analysis and animal monitoring*. Washington, DC: Island Press.

Nichols, J.D., y Williams, B.K. (2006). Monitoring for [conservation.Trends](#) in Ecology and Evolution, 22(12), 668-673. doi:[10.1016/j.tree.2006.08.007](#)

University of Montana—Evaluating Habitat Restoration at O’Dell Creek Using Bird Communities http://avianscience.dbs.umt.edu/documents/projects/Odell_2007_finalreport.pdf

USGS Patuxent Wildlife Research Center—Managers' Monitoring Guide - How to Design a Wildlife Monitoring Program

<http://www.pwrc.usgs.gov/monmanual/>

Ward, D.F., y Larivière, M-C. (2004). Terrestrial invertebrate surveys and rapid biodiversity assessment in New Zealand: Lessons from Australia. *New Zealand Journal of Ecology*, 28(1), 151-159.

http://www.nzec.org.nz/nzje/free_issues/NZJEcol28_1_151.pdf

LECTURAS ADICIONALES

Un resumen sobre las fortalezas y limitaciones de una variedad de **técnicas de muestreo de vegetación** puede ser encontrada en:

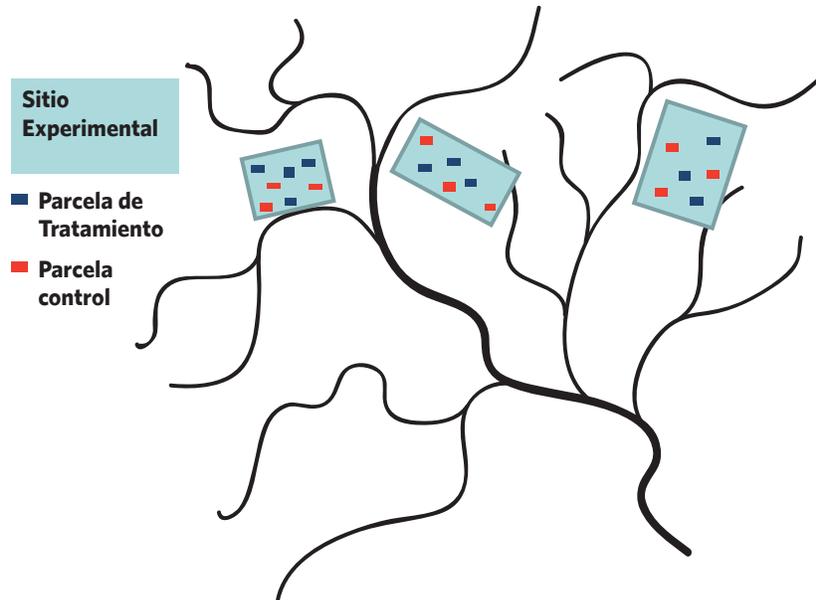
Colorado State University—Vegetation Measurement Methods Comparison

www.cemml.colostate.edu/assets/pdf/methods.pdf

Diseños de muestreo para el monitoreo terrestre

Por lo general los parámetros antes descritos pueden ser evaluados en los sitios terrestres a partir de diseños independientes al esquema de cuencas de tratamiento/control/referencia usado para monitorear la calidad y cantidad de agua. Esto se debe a que los cambios se están evaluando a nivel de sitio y por lo tanto generalmente no son influidos por el contexto de la cuenca, a menos que el sitio o la parcela se encuentre en contacto directo con el cuerpo de agua, como en el caso de los corredores riparios y las llanuras aluviales.

DISEÑO DE PARCELAS



Para evaluar los cambios en las plantas y el suelo generalmente se usan parcelas de tratamiento (impacto) y control dentro de un sitio experimental. Se recomienda el uso de datos anteriores y posteriores a la implementación de las actividades para fortalecer el análisis de las diferencias que son producto del tratamiento. Diferentes enfoques de monitoreo pueden resultar en un diseño de tipo “control/ impacto” o bien “antes / después / control/ impacto (BACI)”.

¿Cuándo usar este enfoque?:

- Cuando se evalúan los cambios en las características de la vegetación terrestre o el suelo
- Si se justifica, para calibrar los atributos del modelo o para entender los mecanismos subyacentes a la transición en la vegetación, animales, suelos, etc., resultado de una actividad específica.
- Si se justifica, para comparar las condiciones de las parcelas de impacto con las de las parcelas de referencia o control.

Supuestos:

- Todas las parcelas/sitios tienen las mismas características ambientales y reciben los mismos tratamientos, excepto por las parcelas control (y las parcelas de referencia si la evaluación lo justifica)

Ventajas:

- Las parcelas son replicadas dentro de un mismo sitio experimental
- El diseño de parcelas generalmente permite controlar varias variables, como suelo, pendiente, dirección a la luz solar (e.g. viendo hacia el norte o al sur de un lado de la montaña), generalmente con un clima uniforme.
- El diseño de parcelas puede ser “bloqueado” con grupos de parcelas en un solo sitio recibiendo el mismo tratamiento experimental, para así poder dar cuenta de las diferencias y variaciones a priori que resulten de los factores externos que afectan el experimento (ver “enfoques estadísticos” más adelante).

Limitaciones:

- Las parcelas pueden ser demasiado pequeñas para representar adecuadamente la dinámica de los ecosistemas más grandes.
- Las parcelas deben ser separadas físicamente de alguna manera para prevenir que el tratamiento de una parcela afecte otras parcelas.
- Es posible que sea difícil encontrar parcelas de referencia adecuadas (si la evaluación justifica su uso)

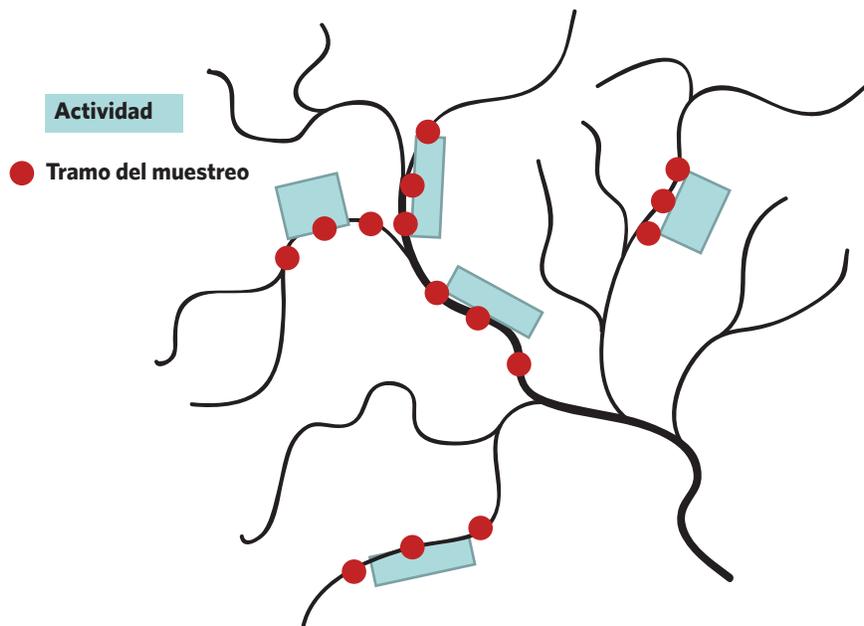
Enfoques estadísticos:

El principal enfoque estadístico es el análisis de varianza (ANOVA) para un diseño de bloques completos al azar. Se asume que los bloques son sitios homogéneos que contienen a las parcelas y que ofrecen un método para evaluar con qué grado la varianza se debe al tratamiento o a la parcela. El tratamiento se asigna a las parcelas de manera aleatoria dentro de los bloques. Existen otros diseños más complejos, incluyendo los diseños de cuadrado latino y parcela dividida, o el arreglo factorial de los tratamientos. Para una discusión detallada de los enfoques estadísticos adecuados ver:

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (Parte 615, Capítulo 7: Plot Designs)

http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

DISEÑO DE SITIOS MÚLTIPLES



Puede usarse un diseño con sitios múltiples como tratamiento para evaluar los cambios en la vegetación, suelo y otras características del hábitat. Se recomienda el uso de datos anteriores y posteriores al tratamiento para fortalecer el análisis de las diferencias producto del tratamiento. Este diseño puede también ser usado para incluir únicamente sitios control e impacto, o sitios de referencia e impacto, cada uno de los cuales tiene menos poder de inferencia que un diseño control/referencia/ impacto. Diferentes enfoques de monitoreo pueden involucrar añadir datos anteriores al tratamiento lo cual resulta en cuatro diseños distintos, cada uno con distinto poder de inferencia. Se recomienda el uso de réplicas para cada tipo de sitio y así fortalecer el poder de inferencia de los resultados.

¿Cuándo usar este enfoque?:

- Cuando se evalúan los cambios en las características de la vegetación y el suelo producto de las actividades de manejo.
- Si se justifica, para calibrar los atributos del modelo o para entender los mecanismos subyacentes a la transición en la vegetación, animales, suelos, etc., resultado de una actividad específica.

Supuestos:

- Todos los sitios tienen las mismas características ambientales y reciben los mismos tratamientos, excepto por los sitios control (y los sitios de referencia si la evaluación lo justifica).

Ventajas:

- Los sitios para todos los tratamientos son replicados.
- El monitoreo puede ser diseñado usando los patrones de tratamiento existentes.

Limitaciones:

- Generalmente los sitios están ubicados en distintos ambientes por lo que es difícil controlar estadísticamente la variación.
- La replicación puede estar mal diseñada y entendida resultando en “pseudo-replicación”. El origen más común de la pseudo-replicación es cuando se usan varias muestras de un sólo sitio para representar una actividad, mientras que varias muestras de los sitios control o referencia son tomadas como réplicas. Sin embargo, estas no son réplicas verdaderas, sino muestras que solo pueden ser usadas para dar información acerca de la media y la varianza de un parámetro dentro de un sitio dado. Al no contar con replicación, no existe un enfoque estadístico directo para indicar si los resultados se deben a las diferencias en los tratamientos a otras variaciones entre los sitios. Tratar las muestras de un sólo sitio como independientes y agrupar los datos para los análisis estadísticos es un error común. La replicación debe lograrse a nivel del tratamiento, el cual es el nivel de sitio en este caso. Se recomienda ampliamente consultar con un estadista.

Enfoques estadísticos:

En este caso es posible usar análisis de varianza (ANOVA), pruebas de t y pruebas U de Mann-Whitney para evaluar estadísticamente las diferencias entre los sitios impacto y control (y referencia). Existen otros diseños más complejos que deben ser evaluados con un estadista.

Monitoreo del hábitat de las corrientes de agua

El monitoreo y la caracterización del hábitat de los cuerpos de agua dulce no solo es útil para dar seguimiento al estado y al cambio en la respuesta a las actividades a nivel de localidad, sino que también es necesario llevarlo a cabo a escala de la cuenca, de la corriente de agua y de tramos de muestreo para poder informar dónde y cómo muestrear la biota. La siguiente discusión se centra en el monitoreo del hábitat de la corriente de agua a la escala de tramo de muestreo, sin embargo una guía para caracterizar el hábitat a escalas mayores puede ser encontrada en: <http://pubs.usgs.gov/wri/wri984052/pdf/wri98-4052.pdf>

Escala de tramo de muestreo

A la escala del tramo de muestreo, la caracterización del canal, los márgenes y las condiciones riparias puede hacerse usando una combinación de evaluaciones visuales y métodos cuantitativos.

Cada tipo de hábitat (e.g. pozas, rabiones, corridas, márgenes, zonas riparias) tiene características geomorfológicas distintas, las cuales son afectadas en distintos grados por alteraciones y prácticas de manejo que se desarrollan en los ecosistemas terrestres. La selección de los parámetros para el monitoreo debe centrarse en escoger aquellos que se espera sufrirán cambios significativos en respuesta a las actividades del Fondo de Agua y así poder aumentar la probabilidad de discernir este cambio del que es producto de las fluctuaciones naturales. Las cuencas hídricas son evaluadas a partir de evaluaciones a escala de tramos de muestreo ubicados en localidades

PARÁMETROS PARA EL MONITOREO DE LAS CORRIENTES DE AGUA

Escala: tramo de muestreo, corriente de agua, cuenca

Parámetros principales

- Morfología de canal (profundidad en corte transversal)
- Sustrato de la corriente de agua
- Condición y cobertura de la vegetación riparia
- Estructura y proporción poza/rabión/rápido
- Erosión de los márgenes de la corriente (grado de estabilidad/inestabilidad)
- Cantidad y distribución de tamaños de material leñoso
- Colmatación de los sedimentos en los rabiones
- Oxígeno disuelto
- Temperatura del agua

Otros parámetros para evaluar y explicar mejor los resultados:

- Volumen del flujo
- Datos de clima (precipitación, temperatura)

apropiadas para poder caracterizar el estado y los cambios en distintas porciones de la cuenca (i.e. cabeceras, tributarios, cauce principal). Es necesario monitorear varios tramos de la corriente para poder contar con replicas en cada uno de los estudios realizados.

En las cuencas hídricas donde los hábitats terrestres han sido alterados significativamente, el exceso en la escorrentía de sedimento generalmente entra a las corrientes de agua. Estos sedimentos pueden colmatarse en el sustrato de la corriente, llenando las pozas y rabiones e impactando negativamente la aptitud del hábitat para peces e invertebrados en esas zonas. La pérdida de vegetación riparia es especialmente dañina para el hábitat y la biodiversidad de la corriente de agua ya que la disminución del material leñoso en la corriente provoca cambios en la morfología del canal y reduce la complejidad del hábitat. La pérdida de vegetación en los corredores riparios también disminuye la entrada de otros materiales orgánicos, como las hojas y materiales leñosos pequeños, los cuales son entradas de energía importantes para el sistema de la corriente, y al mismo tiempo disminuye la cantidad de sombra, provocando un aumento en la radiación solar sobre la corriente, aumentando la temperatura, disminuyendo el oxígeno disuelto y aumentando el crecimiento de algas. Se espera que las actividades del Fondo de Agua afecten positivamente el hábitat de la corriente al disminuir la escorrentía de sedimentos, aumentando la sombra y generando entradas de material leñoso y otras materias orgánicas. Algunas prácticas de manejo, como la exclusión del ganado de la corriente, también eliminan el disturbio físico directo sobre el lecho de la corriente.

Los cambios en el hábitat se producirán en periodos de tiempo asociados con los desfases temporales que tienen los proyectos del Fondo de Agua en impactar los procesos que afectan las características del hábitat. La dinámica del caudal afecta el desfase temporal que existe para descargar los sedimentos y para mover el sustrato y los materiales leñosos en los canales de la corriente. El grado con que estos cambios pueden ser detectados es influenciado por las condiciones corriente arriba y por la dinámica natural del flujo en la cuenca. Asimismo, los cambios en la condición y cobertura de la vegetación riparia, así como la erosión de los márgenes, temperatura, oxígeno disuelto, detrito orgánico, y la cantidad y distribución de tamaños del material leñoso en la corriente de agua, responderán con relación a la tasa de crecimiento de la vegetación riparia y la edad de la cobertura del dosel. El crecimiento de la vegetación riparia y la cobertura del dosel pueden ser relativamente rápido dependiendo del clima y los tipos de vegetación. Las actividades que pretenden abatir la escorrentía de sedimentos generalmente tienen desfases temporales menores que aquellas que intentan aumentar las entradas de material, sin embargo ambos desfases pueden ser bastante largos.

La temperatura de la corriente y el oxígeno disuelto son medidos usando sondas portátiles. El tiempo de monitoreo afectará estos parámetros ya que la temperatura de la corriente aumenta y el oxígeno disuelto disminuye a lo largo del día. Estos datos pueden ser colectados al mismo tiempo que otros datos de la calidad del agua, y/o pueden ser incluidos como parte de ejercicios de monitoreo comunitario. En algunos casos será deseable colectar datos de temperatura y oxígeno disuelto al mismo tiempo y en los mismos sitios donde se está llevando a cabo el monitoreo de la biodiversidad de la corriente de agua. En el Capítulo 10 se incluyen referencias a enfoques de monitoreo de la calidad del agua diseñados para voluntarios comunitarios.

LECTURAS ADICIONALES

Para parámetros y protocolos de **monitoreo de los hábitats de la corriente de agua y zonas riparias**, ver:

National Marine Fisheries Service—Streams and Rivers Monitoring
<http://www.habitat.noaa.gov/restoration/techniques/srmonitoring.html>

Scholz, J.G., y Booth, D.B. (2001). Monitoring urban streams: Strategies and protocols for humid-region lowland systems. *Environmental Monitoring & Assessment*, 71(2), 143-169.

The Cosumnes River Experience and Recommendations for Restoration Monitoring—Floodplain Restoration Success Criteria and Monitoring
<http://baydelta.ucdavis.edu/reports/final/chapter2>

USDA Natural Resources Conservation Service—National Biology Handbook: Stream Visual Assessment Protocol Version 2
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/ID/technical/svap.pdf>

USDA Natural Resources Conservation Service—Stream Corridor Inventory and Assessment Techniques
<http://www2.q-city.com/shelbayreports/streamassess/job2.pdf>

USGS National Water Quality Assessment (NAWQA) Program—Laboratory and Field Sampling Protocols for Assessing Stream Biota and Habitats <http://water.usgs.gov/nawqa/protocols/bioprotocols.html>

USGS—Revised Methods for Characterizing Stream Habitat in the National Water-Quality Assessment Program
<http://pubs.usgs.gov/wri/wri984052/pdf/wri98-4052.pdf>

.....
Para información detallada acerca de la **evaluación de la colmatación de los sedimentos en la corriente de agua**, ver:

British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection—Guidelines for Monitoring Fine Sediment Deposition in Streams
http://www.geoscientific.com/technical/tech_references_pdf_files/BC%20RISC%20Guidelines%20for%20Monitoring%20Fine%20Sediment%20in%20Streams.pdf

Cawthron Institute—Sediment Assessment Methods: Protocols and Guidelines for Assessing the Effects of Deposited Fine Sediment on In-stream Values, Nelson, New Zealand.
<http://www.cawthron.org.nz/coastal-freshwater-resources/downloads/sediment-assessment-methods.pdf>

Journal of the American Water Resources Association—A Sampler for Measuring Deposited Fine Sediments in Streams
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.2011.00618.x/abstract>

University of California—Monitoring the Effectiveness of Instream Substrate Restoration
<http://forestry.berkeley.edu/reports/InstreamSubstrateRestorationMonitoringGersteinetal2005.pdf>

U.S. Army Corps of Engineers—Techniques for Measuring Substrate Embeddedness
<http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/sr36.pdf>

.....
Para información detallada acerca de la **evaluación de la erosión de los márgenes**, ver:

Rosgen, D. (2001). A practical method of computing streambank erosion rate. Proceedings of the Seventh Federal Interagency Sedimentation Conference, Reno, NV
http://www.wildlandhydrology.com/assets/Streambank_erosion_paper.pdf

U.S. EPA—Bank Erosion Prediction
http://water.epa.gov/scitech/datait/tools/warsss/pla_box08.cfm

Para información detallada acerca de la **evaluación de la geomorfología de la corriente de agua**, ver:

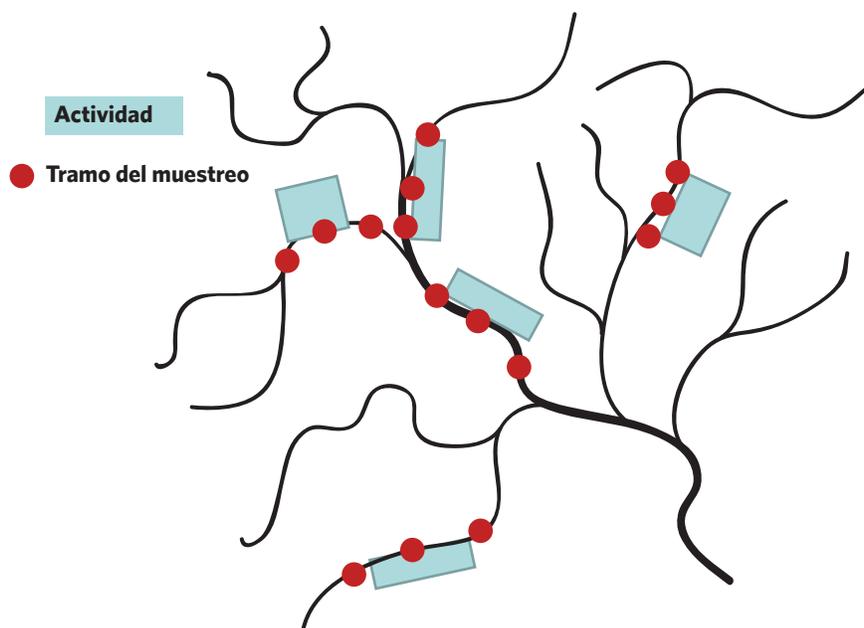
Florsheim, J. L., Mount, J. F., y Constantine, C. R. (2006). A geomorphic monitoring and adaptive assessment framework to assess the effect of lowland floodplain river restoration on channel-floodplain sediment continuity. *River Research and Applications*, 22, 353–375. doi: 10.1002/rra.911.
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rra.911/abstract>

Para información detallada acerca del **monitoreo de material leñoso de gran tamaño**, ver:

Washington Department of Natural Resources—Method Manual for the Large Woody Debris Survey
http://www.dnr.wa.gov/Publications/fp_tfw_am9_99_004.pdf

Washington State Department of Ecology—Standard Operating Procedure for Counting Large Woody Debris for the Extensive Riparian Status & Trends Monitoring Program
http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/qa/docs/ECY_EAP_SOP_LargeWoodyDebris_v1_OEAP065.pdf

ARRIBA/PROXIMAL/ABAJO



Este diseño de monitoreo es usado para evaluar cambios en los hábitats de agua dulce que son producto de una actividad desarrollada en un sitio determinado. Está diseñado para llevarse a cabo tanto antes como después de que la actividad ha sido implementada.

Las diferencias entre este diseño y el diseño arriba/debajo para el monitoreo de la calidad del agua incluyen:

- Para que el tramo de muestreo localizado corriente arriba sea un verdadero control, su cuenca debe tener el mismo tipo de uso de suelo y cobertura vegetal que el sitio donde se realiza la actividad antes de la implementación y debe mantenerse con ese uso de suelo y cobertura vegetal después de la implementación de la actividad.
- Se incluye el muestreo proximal para monitorear los cambios del hábitat dentro de la corriente y en las zonas riparias que se relacionan directamente con actividades del fondo adyacentes.
- El monitoreo corriente abajo puede o no detectar los cambios dependiendo del tipo de impacto que tiene el Fondo de Agua sobre la calidad del hábitat y de su extensión corriente abajo. Por lo tanto puede que sea necesario aumentar tramos de muestreo para monitorear la magnitud de los cambios corriente abajo que resultan de las actividades implementadas en un sitio particular.

¿Cuándo usar este enfoque?:

- Este enfoque permite evaluar la relación entre una actividad y los parámetros de la corriente que responden directamente a cambios locales en la carga de sedimento y crecimiento de la vegetación.

Supuestos:

- Cualquier cambio visto o evaluado se debe a las actividades en el sitio.

Ventajas:

- Este enfoque cubre típicamente un conjunto de tramos del río relativamente cortos, facilitando la colecta de muestras.
- Si no hay cambios en el flujo entre los sitios corriente arriba y corriente abajo, entonces se puede inferir que los cambios se deben a las actividades en el sitio.
- Las diferencias pueden medirse en periodos de tiempo más cortos que a la escala de cuenca, y los resultados pueden ser usados para demostrar los beneficios de las prácticas que están siendo implementadas a lo largo de la cuenca.

Limitaciones:

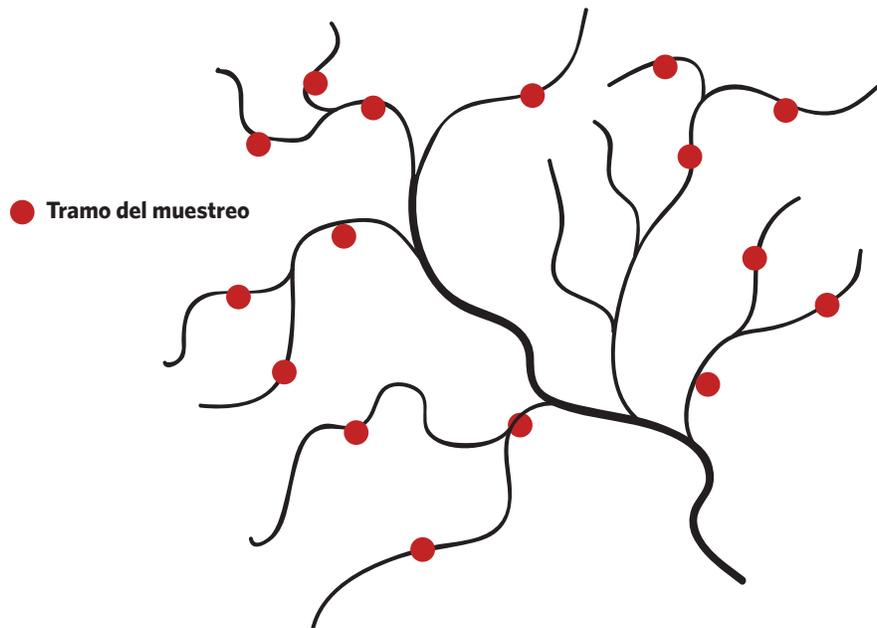
- Los impactos y cambios en el tiempo corriente arriba pueden superar a los cambios debidos a las actividades en el sitio.

Enfoques estadísticos:

Este diseño es analizado con una prueba de t de las diferencias entre las observaciones pareadas de los tramos de muestreo antes y después de las actividades. Se pueden usar pruebas de t paramétricas o no paramétricas (libres de distribución). Para un resumen detallado de los enfoques estadísticos apropiados para los diseños arriba/abajo, ver:

USDA Natural Resources Conservation Service—National Water Quality Handbook (Parte 615, Capítulo 9: Above and Below Watersheds) http://www.wsi.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044775.pdf

MONITOREO DE CUENCA Y MICROCUENCA



El hábitat dentro de la corriente de agua es monitoreado en un conjunto de sitios a lo largo de la cuenca para representar el rango de variación temporal de las características de los tramos de muestreo, y para capturar las diferencias totales debidas a las actividades del Fondo de Agua. Estos sitios pueden ser muestreados con un solo esfuerzo o monitoreados a lo largo del tiempo para hacer comparaciones dentro de una sola o múltiples cuencas, como fue resumido en los diseños de muestreo de la calidad del agua. La diferencia aquí es que se monitorean varios sitios, en comparación con el único punto de drenaje de la cuenca (pour point) que es monitoreado para la calidad del agua. Debe tenerse cuidado de clasificar los sitios de muestreo y organizar los análisis de acuerdo con el tamaño y la elevación de la corriente de agua ya que las características del hábitat cambian naturalmente con cambios en el tamaño de la corriente y su elevación. Para fortalecer su poder de inferencia este diseño de monitoreo puede incorporar datos anteriores a la implementación o bien el monitoreo de tendencias. Para una guía acerca de la selección de sitios para un muestreo único (sitios sinópticos), y sitios para monitoreo de largo plazo (fijos), ver:

USGS—Revised Methods for Characterizing Stream Habitat in the National Water-Quality Assessment Program
<http://pubs.usgs.gov/wri/wri984052/pdf/wri98-4052.pdf>

Monitoreo de la biodiversidad de la corriente de agua

La composición, abundancia y distribución de los ensamblajes de macroinvertebrados y peces son un reflejo de la condición de los procesos y hábitats de la corriente de agua, y son una medida directa de la biodiversidad en la corriente de agua. Los ensamblajes de macroinvertebrados y peces también responden a la mayoría de los tipos de actividades que el Fondo de Agua desarrolla en los ecosistemas terrestres para mejorar los servicios de los ecosistemas de agua dulce.

Macroinvertebrados

Los **macroinvertebrados** son insectos y artrópodos que viven en las corrientes de agua. Se monitorean las etapas larvales de los insectos que emergen del agua como adultos, así como en los artrópodos adultos que permanentemente habitan los hábitats de la corriente de agua. Los ensamblajes de macroinvertebrados son excelentes candidatos para el monitoreo por varias razones: son especialmente sensibles a los cambios en la calidad del agua (nutrientes, bacterias y sedimentos), la temperatura y el detrito orgánico, pueden ser encontrados en la mayoría de los hábitats de las corrientes de agua y son relativamente fáciles de muestrear y preservar.

El monitoreo de macroinvertebrados también es adecuado para los propósitos de la mayoría de los Fondos de Agua, ya que muchas corrientes de agua pequeñas de alta montaña no sostienen poblaciones de peces, y los macroinvertebrados representan la biomasa animal dominante. Los macroinvertebrados también responden relativamente rápido a los cambios locales, convirtiéndolos en una excelente opción para la evaluación de las prácticas de manejo in

PPARÁMETROS PARA EL MONITOREO DE MACROINVERTEBRADOS

Parámetros principales*:

- Composición, abundancia relativa y distribución de grupos taxonómicos y funcionales (e.g. trituradores, ramoneadores, filtradores, depredadores)
- Abundancia relativa y distribución de taxa sensibles e intolerantes
- Otros aspectos pertinentes del ensamblaje (puede ser regionalmente específico)

**Ver abajo los enlaces para parámetros más específicos usados por varios IIB (índice de integridad biótica) y el modelo del gradiente de la condición biológica.*

Otros parámetros para evaluar y explicar mejor los resultados:

- Clima (precipitación, temperatura)
- Flujo
- Parámetros del hábitat

situ. Asimismo, estos organismos pueden ser generalmente identificados con bastante precisión a nivel de familia por biólogos entrenados y es posible instruir a grupos de monitoreo comunitario para muestrear e identificar componentes importantes de los ensamblajes de invertebrados.

Los índices integrados de macroinvertebrados, como el EPT (*Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera*), o el ICI (índice de comunidad de invertebrados), generalmente son usados para evaluar la integridad total del ecosistema, pero generalmente no son sensibles a cambios específicos, como los parámetros individuales de sedimentación o calidad del agua. Estos índices se elaboran regionalmente y no se ofrecen diferencias para los distintos hábitats, tamaños de corriente o elevaciones. Si el objetivo principal del monitoreo son las respuestas de los ensamblajes de macroinvertebrados a las actividades del Fondo de Agua es necesario poner atención a los cambios en la abundancia y distribución de ciertos taxa sensibles. Para contar con datos más precisos sobre los ensamblajes de macroinvertebrados es necesario contratar expertos regionales en invertebrados para identificar los taxa sensibles y para seleccionar las técnicas de muestreo más apropiadas para tipos particulares de corriente de agua, sitios y diseños de muestreo. Estos expertos pueden ser encontrados en las universidades, agencias gubernamentales y ONGs locales.

Generalmente el muestreo de macroinvertebrados se enfoca en los rabiones de la corriente de agua ya que este es el hábitat que suele contener los niveles más altos de diversidad taxonómica, y es donde comúnmente se encuentran los taxa más sensibles. Si la corriente de agua carece de rabiones significativamente aislados, entonces será necesario usar otros hábitats y técnicas. El hábitat y el sustrato definirán los tipos de técnicas de muestreo apropiadas y el equipo que será usado. Por ejemplo, en un sustrato con rocas muy grandes, estas deberán ser muestreadas directamente mientras que en áreas con grava y vegetación es posible usar redes de arrastre tipo Kick-Net. En sustratos blandos o con cantos rodados o guijarros pequeños en corrientes de agua con profundidades de menos de 50 cm es posible usar una red de Surber. Generalmente las muestras se toman por un largo de hábitat específico o para un subconjunto de hábitats en un tramo de la corriente, o bien el muestreo puede ser evaluado en términos de “tiempo y esfuerzo”. Los métodos usados deben ser seleccionados por los expertos que han sido contratados para hacer el muestreo (o para diseñar el plan de muestreo para un muestreo comunitario), y para hacer análisis comparativos deben usarse de manera consistente en todos los sitios a lo largo del tiempo.

LECTURAS ADICIONALES

Los macroinvertebrados generalmente han sido usados para definir índices de integridad ecológica en muchas partes del mundo. Vea el cuadro de texto más abajo sobre la el enfoque de gradiente de la condición biológica que puede incluir tanto macroinvertebrados como peces. Información sobre diseño y ejemplos de **índices de macroinvertebrados** pueden ser encontrados en:

Center for Ecology and Hydrology—RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System)
<http://www.ceh.ac.uk/products/software/RIVPACS.html>

Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon
<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10750-007-0725-3?LI=true>

Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico
<http://river.unu.edu/e-archive/16.pdf>

Maryland Department of Natural Resources—Development of a Benthic Index of Biotic Integrity for Maryland Streams
<http://www.dnr.state.md.us/irc/docs/00001535.pdf>

Minnesota Pollution Control Agency—Development of a Macroinvertebrate Index of Biological Integrity (MIBI) for Rivers and Streams of the St. Croix River Basin in Minnesota
<http://www.pca.state.mn.us/index.php/view-document.html?gid=6092>

Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA-S)
<http://www.libreroonline.com/ecuador/libros/29660/prat-fornells-narcis-gar%C2%ACcia-katchor-natalia-rios-touma-blanca-encalada-romero-andrea-carolina-ri/protocolo-simplificado-y-guia-de-evaluacion-de-la-calidad-ecologica-de-rios-andinos-cera-s.html>

Rapid Assessment of River Water Quality Using Macroinvertebrates: A Family Level Biotic Index for the Patagonic Andean Zone
[http://ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1102E_files/Artigo%2011_11\(2\).pdf](http://ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1102E_files/Artigo%2011_11(2).pdf)

University of Washington—Biological Integrity and the Index of Biological Integrity

U.S. EPA—Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish
<http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/index.cfm>

Una variedad de métodos de **colecta de macroinvertebrados** puede ser encontrada en:

U.S. EPA—Monitoring & Assessment: Streamside Biosurvey
<http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms42.cfm>

U.S. EPA—Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish
<http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/index.cfm>

USGS—Revised Protocols for Sampling Algal, Invertebrate, and Fish Communities as Part of the National Water-Quality Assessment Program
<http://pubs.usgs.gov/of/2002/ofr-02-150/pdf/ofr02-150.pdf>

Peces

Muchos Fondos de Agua operan en cuencas hidrográficas de gran altitud las cuales suelen tener pocas, o ninguna, especie de peces nativos. Sin embargo, para las corrientes de agua de elevaciones menores, los ensamblajes de peces pueden ser monitoreados como un indicador de la integridad de la corriente de agua. Al igual que los ensamblajes de macroinvertebrados, son varias las razones que hacen a los ensamblajes de peces excelentes candidatos para ser monitoreados, a decir: integran en sus ciclos de vida los procesos de la corriente de agua y las condiciones del hábitat, responden a cambios en la calidad del agua (nutrientes, bacterias y sedimentos), temperatura y detrito orgánico, y son relativamente fáciles de coleccionar y preservar. Además, los ensamblajes de peces pueden aportar información que no solo es útil para evaluar los impactos de las actividades del Fondo de Agua, sino que también son de importancia directa para el público por la pesca recreativa o comercial.

PARÁMETROS PARA EL MONITOREO DE PECES

Parámetros principales*:

- Composición, abundancia relativa y distribución de grupos taxonómicos y funcionales (e.g. especies que se alimentan del bentos, ramoneadores), o grupos tróficos (e.g. insectívoros, omnívoros, depredadores) o grupos reproductores (e.g. especies que desovan en la grava)
- Abundancia relativa y distribución de taxa sensibles e intolerantes
- Especies indicadoras específicas
- Otros aspectos pertinentes del ensamblaje (puede ser regionalmente específico)

**Ver abajo los enlaces para parámetros más específicos usados por varios IIB (índice de integridad biótica) y el modelo del gradiente de la condición biológica.*

Otros parámetros para evaluar y explicar mejor los resultados:

- Clima (precipitación, temperatura)
- Flujo
- Parámetros del hábitat

Por décadas se ha usado a los ensamblajes de peces para generar índices regionales, como el índice de integridad biótica (IIB) para las corrientes de agua tibia en los Estados Unidos. Los índices de peces también han sido desarrollados y probados para muchas áreas en el mundo (ver ejemplos en la lista de lecturas adicionales más abajo).

Aun cuando las medidas de un índice para peces generado en una región pueden no ser aplicables a otras regiones, el concepto general sí es transferible, es decir, una medida relativa de la integridad de la corriente de agua basada en la respuesta de un ensamblaje de peces a una variedad de condiciones. Si en el área no existe un índice para el ensamblaje de peces entonces es posible monitorear ensamblajes de peces en las áreas de interés y a lo largo una gama de condiciones de hábitats similares para hacer comparaciones de los ensamblajes entre condiciones y poder así desarrollar las mediciones iniciales que permitan desarrollar un índice. Como mínimo deben muestrearse los rangos extremos de condiciones, desde lo más degradado hasta lo prístino, ya que esto aportará información valiosa inicial sobre las características de los ensamblajes de peces y cómo dichas características se relacionan con las condiciones de la corriente de agua. Ver el texto más abajo sobre el gradiente de condiciones biológicas, el cual representa un enfoque alternativo que puede aportar más flexibilidad y sensibilidad que el IIB tradicional.

Al igual que con los macroinvertebrados, es posible que un índice general no sea lo suficientemente sensible a cambios específicos producto de las actividades del Fondo de Agua. Asimismo, los índices generales suelen desarrollarse regionalmente, y no distinguen entre los tamaños de las corrientes de agua y su elevación. Una alternativa es identificar, en colaboración con expertos regionales, taxa o grupos de taxa conocidos por su sensibilidad a los cambios producto de actividades específicas.

LECTURAS ADICIONALES

Para más información acerca de índices de integridad biótica para peces y otros enfoques de índices, ver:

A Preliminary Index of Biotic Integrity for Monitoring the Condition of the Rio Paraiba do Sul, Southeast Brazil

http://www.ufrrj.br/laboratorio/lep/pdfs/rios_e_riachos/2003%20A%20preliminar%20index%20of%20Biotic%20Integrity.pdf

An index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages for Subtropical Streams in Southern Brazil

<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10750-004-5738-6?LI=true#>

Development and Application of a Predictive Model of Freshwater Fish Assemblage Composition to Evaluate River Health in Eastern Australia

<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10750-005-0993-8?LI=true>

Development of a Preliminary Index of Biotic Integrity (IBI) Based on Fish Assemblages to Assess Ecosystem Condition in the Lakes of Central Mexico

<http://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1003888032756?LI=true>

Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/iroh.201111297/abstract>

Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities

[http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1603E_files/Art2_16\(3\).pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1603E_files/Art2_16(3).pdf)

The fish Community as an Indicator of Biotic Integrity of the Streams in the Sinos River Basin, Brazil

<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v70n4s0/v70n4s0a09.pdf>

Ejemplos de medidas y enfoques para desarrollar un **índice de integridad biótica para peces** pueden ser encontrados en:

Big Darby Creek Watershed (Ohio) Index of Biological Integrity
<http://www.darbywatershed.com/IBI.htm>

Maryland Department of Natural Resources—Refinement and Validation of a Fish Index of Biotic Integrity for Maryland Streams
http://www.dnr.state.md.us/streams/pdfs/ea-00-2_fibi.pdf

U.S. EPA—Monitoring & Assessment: Fish Protocols
<http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/ch08b.cfm>

Si bien se sabe que algunos taxa de peces son sensibles a los cambios en la calidad del hábitat, lo cual los hace buenos indicadores de los cambios en las condiciones de las corrientes de agua, muchos peces pueden no ser sensibles a intervenciones que abordan un problema específico, y además su movilidad implica que no siempre son útiles para evaluaciones específicas de un lugar. Sin embargo, debido a que los ensamblajes de peces integran cambios a largo plazo y reflejan muchos de los factores que operan en los sistemas acuáticos, pueden ser buenos indicadores para evaluar los efectos del Fondo de Agua a escala de la cuenca.

El tamaño de la corriente de agua y los tipos de hábitat determinarán las técnicas de muestreo adecuadas. Por ejemplo, las redes de cerco, los salabres y la electro-pesca pueden ser usadas en pequeñas corrientes de agua vedeadas. En las corrientes de agua más grandes generalmente se necesitan redes agalleras, garlitos, redes de cerco usadas desde la playa o la costa y electro-pesca desde una embarcación. La electro-pesca únicamente debe realizarse por profesionales entrenados que tienen el equipo y entrenamiento médico de emergencia adecuados.

Para ejemplos y enfoques de cómo desarrollar **índices bióticos multimétricos para peces y macroinvertebrados**, ver:

Fish and Macroinvertebrates as Freshwater Ecosystem Bioindicators in Mexico: Current State and Perspectives
http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-642-05432-7_19?LI=true

Ejemplos de enfoques de **muestreo para peces** pueden ser encontrados en:

Minnesota Pollution Control Agency—Fish Community Sampling Protocol for Stream Monitoring Sites
<http://www.pca.state.mn.us/index.php/view-document.html?gid=6087>

U.S. EPA—Rapid Bioassessment Protocols (Capítulo 8: Fish Protocols)
<http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/ch08main.cfm>

USGS—Revised Protocols for Sampling Algal, Invertebrate, and Fish Communities as Part of the National Water-Quality Assessment Program
<http://pubs.usgs.gov/of/2002/ofr-02-150/pdf/ofr02-150.pdf>

El **gradiente de condición biológica** (BCG por sus siglas en inglés- Biological Condition Gradient) es un modelo que ha sido desarrollado para evaluar la integridad de los ecosistemas de las corrientes de agua. Se basa en diez atributos de los peces e invertebrados que reflejan el nivel de estrés ambiental, incluyendo la estructura de la comunidad (e.g. taxa sensibles/tolerantes), la condición de los organismos (e.g. fecundidad), la función del ecosistema (e.g. tasa de descomposición) y conectividad del hábitat. El

modelo proporciona un método estandarizado para evaluar el nivel de disturbio a escala del tramo de muestreo, facilitando la priorización de áreas para la restauración y/o protección. Este modelo también puede ser usado para monitorear las mejoras en el tiempo en la condición de la corriente de agua.

Para detalles en cómo usar el **BCG**, ver:

Davies, S., y Jackson, S. (2006). The biological condition gradient: A descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications*, 16(4), 1251-1266.

New Jersey Department of Environmental Protection—Biological Condition Gradient for Tiered Aquatic Life Use in New Jersey

http://www.state.nj.us/dep/wms/bwqsa/FINAL%20TALU%20NJ%20RPT_2.pdf

Diseño de muestreo para la biodiversidad acuática

El diseño de muestreo para la biodiversidad acuática debe ser coordinado con el muestreo del hábitat y puede ser realizado usando los diseños de muestreo presentados para evaluar la calidad del agua, flujo (Capítulo 10) y los cambios debidos a las actividades que se llevan a cabo en los ecosistemas terrestres. Asimismo, el muestreo de invertebrados puede realizarse junto con el diseño “arriba/proximal/abajo” para el monitoreo del hábitat presentado en este capítulo, ya que los invertebrados normalmente responden fuertemente a los cambios locales.

Capítulo 12: Monitoreo de impacto para comunidades

Evaluación de los impactos en el bienestar humano

Al enfocarse en los servicios importantes para el bienestar humano que el agua provee, los Fondos de Agua inherentemente tienen objetivos sociales y ecológicos conjuntos (Goldman-Benner et al., 2012). Más allá de los objetivos socioeconómicos para mejorar el suministro de agua corriente abajo, los Fondos de Agua pueden tener objetivos primarios o secundarios explícitos para mejorar el modo de vida y contribuir a la reducción de la pobreza y a incrementar el grado de bienestar humano de las comunidades participantes. Generalmente estos objetivos se establecen en el contexto de programas de pago o compensación por servicios ecosistémicos (PES o CES por sus siglas en inglés –Payment for Ecosystem Services o Compensation for Ecosystem Services), que compensan a los dueños de la tierra por manejar sus terrenos de modo que se mantenga o mejore el servicio ecosistémico que es el objetivo. En consecuencia, de acuerdo con los objetivos del Fondo de Agua, el monitoreo de impacto de las comunidades e individuos es un componente crítico de la evaluación de los resultados del fondo.

Los objetivos ambientales reflejan el debate más generalizado acerca de la forma más efectiva de ligar los objetivos de conservación con los de desarrollo (Roe, Yassin Mohammed, Porras, y Giuliani, 2012). Mientras que la priorización de los resultados sociales de los PES varía, existe un interés general de comprender sus impactos socioeconómicos positivos y negativos (Landell-Mills & Porras, 2002; Miranda, Porras, & Moreno, 2003; Stefano Pagiola, Arcenas, & Platais, 2005; Wunder, 2008). Esto se refiere por un lado a la preocupación por la equidad de los PES/CES, y por otro lado a un mayor reconocimiento del valor que tienen los programas de conservación y servicios ecosistémicos en el bienestar humano para obtener más apoyo. (Gockel y Gray, 2009; Luck, Chan, y Fay, 2009).

Aunque la investigación empírica sobre la participación en los PES/CES sigue siendo limitada (Brockington, 2011), varios estudios han comenzado a evaluar y analizar los efectos de los PES/CES en la pobreza y bienestar humano, incluyendo análisis de los patrones de participación en los PES y los resultados en el bienestar (Kosoy, Martínez-Tuna, Muradian, y Martínez-Alier, 2007; Miranda et al., 2003; Wunder, 2005; Zbinden y Lee, 2005).

De acuerdo con Wunder (2008), el potencial de los PES/CES para contribuir a la mitigación de la pobreza depende de 1) si los pequeños productores y comunidades pobres participan en el programa, 2) cómo afecta la participación en el programa el modo de vida de los participantes y 3) el efecto del programa en la población de bajos recursos que no participa en el programa. Mientras que los objetivos sociales del Fondo de Agua pueden ser más amplios que la mitigación de la pobreza, este marco provee una manera de entender los impactos socioeconómicos de los PES/CES corriente arriba.

En el contexto de los Fondos de Agua, el primer componente, la equidad en el acceso o el grado en que el programa incluye a personas de bajos recursos, depende de si las áreas con gran potencial para la producción de servicios ecosistémicos coincide con áreas con altos grados de pobreza, y si estas personas tienen la capacidad y el deseo de participar (Brown y Corbera, 2003; Engel, Pagiola, y Wunder, 2008; Wunder, 2005). Resultados de estudios previos que han evaluado los patrones de participación en los PES van desde quienes encuentran una participación sustancial entre los pequeños productores pobres (Muñoz-Piña, Guevara, Torres, y Brana, 2008; S Pagiola, Rios, y Arcenas, 2008; Wunder y Alban, 2008) hasta aquellos que encuentran que los programas tienden a favorecer a productores más grandes y con mayores recursos (Grieg-Gran, Porras, y Wunder, 2005; Kollmair y Rasul, 2010; Zbinden y Lee, 2005). Se ha encontrado que los factores más importantes que influyen en la posibilidad de que un

propietario participe en un PES o no, incluyen la tenencia de la tierra (Landell-Mills y Porras, 2002; Wunder, Engel, y Pagiola, 2008), el grado con que el servicio ecosistémico designado se sobrepone en áreas de alta pobreza (Luck et al., 2009), y el acceso a capital social, financiero y humano necesario para cumplir con los requerimientos del programa (Stefano Pagiola et al., 2005; Zbinden y Lee, 2005).

Por su parte, el interés de los propietarios en participar en el PES/CES está relacionado con la manera en que los costos de oportunidad de la conservación se comparan con el pago de incentivos, cómo se percibe que la participación en el programa afectará su propiedad, así como la seguridad alimentaria (Grieg-Gran et al., 2005; Miranda et al., 2003; Wunder et al., 2008; Zbinden y Lee, 2005), actitudes hacia el ambiente (Muradian y Rival, 2012) y la confianza que se tenga en los programas de conservación y desarrollo del Gobierno y las ONG. En aquellos casos en que los objetivos primarios del Fondo de Agua sean la equidad en el acceso y la mitigación de la pobreza, será importante identificar los factores que facilitan o que limitan la participación, y con ello poder mejorar el acceso de las comunidades y de los pequeños productores de bajos recursos que habitan la zona alta de la cuenca.

Otro componente clave de los impactos socioeconómicos corriente arriba que tiene el Fondo de Agua a través de los PES/CES depende de grado con el que el bienestar humano de los participantes del programa cambia como resultado de dicha participación (Grieg-Gran et al., 2005; Landell-Mills y Porras, 2002; Miranda et al., 2003). El bienestar humano ha sido medido de varias maneras utilizando distintas metodologías, pero existe un consenso general en que su medición debe incluir aspectos de salud, educación, cohesión social, seguridad y protección, y condiciones materiales de vida (Smith et al., 2012). Asimismo, en el contexto de los PES/CES, estos factores han sido evaluados de múltiples formas de capital, más allá del financiero, incluyendo capital natural (cambios en el uso o manejo del suelo que afectan a los bienes y servicios de la biodiversidad y los ecosistemas), capital humano (salud y servicios básicos, acceso a la educación y la capacitación), y capital social (tenencia de la tierra, organización social, instituciones y asociaciones comunitarias, relaciones de parentesco) (Grieg-Gran et al., 2005; Zbinden y Lee, 2005).

Los PES/CES relacionados con los Fondos de Agua pueden tener efecto sobre el capital financiero o las condiciones materiales de vida a través del pago de incentivos o bien a partir del cambio en el uso o manejo del suelo relacionado con la participación en el programa. Algunos investigadores han señalado el riesgo de caer en lo que han llamado una “trampa de los PES” si el pago del incentivo o la compensación es menor que las ganancias reales o potenciales de los usos del suelo productivos (Grieg-Gran et al., 2005). Sin embargo, otros argumentan que los PES pueden ser un medio importante para la diversificación del ingreso y en general son más estables que las fuentes actuales o potenciales de ingreso, independientemente de si coinciden exactamente con los costos de oportunidad (Grieg-Gran et al., 2005; Kollmair y Rasul, 2010; Wunder et al., 2008).

Investigadores en el tema han encontrado efectos positivos y negativos de los PES sobre el capital no financiero, incluyendo por ejemplo, impactos en la tenencia de la tierra, organización social, y capital natural (Grieg-Gran et al. 2005; Miranda et al. 2003). Southgate y Wunder (2007) reportaron que familias de bajos recursos aumentaron sus ingresos hasta en un 10% al participar en el programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos en México, mientras que Ruiz-De-Ona-Plaza et al. (2011) encontraron que no había cambio en el estado económico de los hogares Mayas que recibían PES por captura de carbono en Chiapas. Wunder (2005, citando a Muñoz 2004) reportó el caso de un esquema de PES en la Península de Osa en Costa Rica, donde se logró que la mitad de los participantes sobrepasaran la línea de pobreza, y señala que el PES se convirtió en la principal fuente de ingresos para el 44% de los participantes.

Es muy difícil cuantificar el costo de oportunidad para los propietarios que reciben PES/CES, y en algunos casos éste puede ser mayor al valor de los pagos u otras compensaciones recibidas (Grieg-Gran et al.2005; Pagiola et al.2005). Algunos estudios muestran que en casos en que los propietarios han excluido su tierra de la producción agrícola o la han protegido del desarrollo, han sido completamente compensados por el costo de oportunidad (Postel et al.2005), mientras que en otros casos, el costo de oportunidad asociado con la producción de cultivos o animales ha sido mucho más alto que la cantidad pagada por los servicios ecosistémicos (Kosoy et al.2006; Corbera et al.2006). Por ejemplo, Cobrera et al. (2006) estimaron para San Pedro del Norte, Nicaragua, un costo de oportunidad para la producción de cultivos de \$126 dólares por hectárea al año, en comparación con un PES que recibieron los participantes de \$26 dólares por hectárea al año. Sin embargo, aun cuando el PES es menor que el costo de oportunidad, estos programas pueden ser atractivos para los propietarios ya que los pagos son predecibles y no fluctúan con las condiciones climáticas extremas o con las condiciones del mercado, lo que sí sucede con las ganancias de la agricultura (Pagiola et al.2008).

Debe notarse que la agricultura sustentable puede traer consigo beneficios económicos y sociales incluso en la ausencia de PES/CES, y estos beneficios no siempre son adecuadamente cuantificados al calcular el balance total entre los beneficios del PES/CES y los costos de oportunidad. Los investigadores han identificado varios tipos de beneficios económicos para los agricultores que llevan a cabo diversas prácticas agroecológicas, como el aumento en los rendimientos de los cultivos (Altieri 2002; Ayarza et al.2010; Pretty et al., 2003), un aumento en la tasa de engorda del ganado en terrenos silvopastoriles (Nair et al.2011), una disminución en la sensibilidad de los cultivos a las sequias y huracanes (Ayarza et al.2010; Rosset et al., 2011), y un aumento en el valor de la tierra (Ayarza et al.2010). Los PES/ CES también pueden crear capital social debido a que el proceso de toma de decisión vincula a las partes interesadas y requiere relaciones comunitarias sólidas (Pagiola et al.2005). Los beneficios sociales derivador de adoptar prácticas agroecológicas en Latinoamérica han ido desde aumentos en la organización comunitaria y poder político (especialmente en el movimiento Campesino a Campesino), hasta aumentos en las oportunidades de empleo, y cambios en los roles de género permitiendo que las mujeres conduzcan más aspectos de la operación agrícola (Rosset et al.2011).

Monitoreo de impacto en las comunidades

Los Fondos de Agua deben monitorear los costos y beneficios de la participación en sus programas para poder asegurar que sus actividades están teniendo impactos positivos en el bienestar humano y que los beneficios están siendo distribuidos equitativamente entre las comunidades locales y entre los individuos que las conforman. Monitorear los impactos que tiene el Fondo de Agua en el bienestar humano también ayudará a asegurar su sustentabilidad a largo plazo del Fondo, ya que estos programas no tendrán éxito sin el apoyo de los actores locales. Los beneficios potenciales en el bienestar humano de los Fondos incluyen un aumento en los niveles de vida debido a los pagos e incentivos no monetarios como los beneficios a la salud debido a mejor calidad del agua, un aumento en la calidad ambiental y una mejora en el capital natural asociado con las actividades del Fondo de Agua. También puede haber casos en donde los incentivos, pagos y/o las actividades del Fondo de Agua tengan impactos negativos en algunos actores, casos que son igualmente importantes de monitorear.

Monitorear los impactos en el bienestar humano también puede servir para dar retroalimentación a los administradores del Fondo de Agua acerca de los valores relativos de sus inversiones, incluyendo tanto los beneficios acumulados por las comunidades participantes, como el nivel de participación y apoyo que generan las actividades del Fondo de Agua. Esta información permitirá una mejor distribución de los recursos del Fondo de Agua toda vez que los administradores del Fondo ajustan sus prioridades y enfoques en respuesta a los resultados de campo.

Al evaluar los impactos de un Fondo de Agua vale la pena explorar varias preguntas claves relacionadas con tres áreas de interés: 1) los impactos en el bienestar humano en las comunidades e individuos participantes y no participantes, 2) equidad en los resultados y 3) equidad en el acceso.

Área 1: Bienestar humano

Los Fondos de Agua pueden afectar el bienestar de los participantes y no participantes principalmente de tres maneras: 1) impactos relacionados con los cambios en las prácticas de manejo y uso del suelo que se asocian con el Fondo de Agua, 2) impactos de los pagos o incentivos del Fondo de Agua y 3) cambios en los servicios ecosistémicos asociados con las actividades del Fondo de Agua.

Abordar cuestiones relativas al bienestar que se vinculan con el pago o los incentivos de compensación implica no solo realizar un análisis de los impactos financieros sino también de los efectos sobre el capital no financiero, incluyendo el capital humano, natural, social y físico. Debido a que los Fondos de Agua pueden requerir que los participantes excluyan al ganado o sus cultivos de ciertas zonas (o eviten mayor intensificación), y/o implementen otras prácticas de manejo más adecuadas, puede haber pérdida de ingresos asociada con la participación en el programa. Asimismo, es posible que los no participantes se vean afectados por una reducción en el acceso a pastizales u otros terrenos productivos debido a una mayor regulación sobre los bienes comunes de facto. Estas pérdidas deben ser evaluadas de tal manera que los pagos de incentivos, compensaciones y proyectos de desarrollo sostenible permitan atenuarlas. Aunque algunas actividades del Fondo de Agua puedan reducir el ingreso económico en el corto plazo, pueden aumentar la producción en el largo plazo.

El bienestar humano también puede concebirse como un criterio de evaluación de los servicios ecosistémicos, por ejemplo, las prácticas de conservación implementadas por el Fondo de Agua pueden alterar la calidad y la cantidad del agua, lo cual tiene impactos directos en los usuarios tanto corriente arriba como corriente abajo. Evaluar el bienestar humano con relación a los cambios en los servicios ecosistémicos proporciona una manera de vincular directamente las medidas ecológicas y de bienestar humano. No obstante, evaluar los impactos que tienen los cambios en los servicios ecosistémicos sobre el bienestar humano es una tarea compleja que requiere información sobre el suministro (información ecológica) de un atributo determinado (e.g. calidad del agua), su demanda (información demográfica), y su acceso (información socioeconómica y política). El proyecto sobre el capital natural de la Universidad de Stanford (*The Natural Capital Project*, <http://www.naturalcapitalproject.org/about.html>) se encuentra trabajando en la elaboración de un modelo para evaluar los impactos en el bienestar social de los cambios en los servicios ecosistémicos que puede ser útil para los administradores del Fondo de Agua.

Además de las consideraciones éticas, entender los efectos de los Fondos de Agua en las comunidades e individuos es importante para medir el apoyo público que tienen las actividades del Fondo de Agua. Debido a que la participación en los Fondos de Agua es voluntaria, la percepción local sobre los beneficios netos es esencial para mantener la participación y con ello asegurar la sustentabilidad y éxito a largo plazo del Fondo de Agua. El costo de oportunidad por conservación cambiará con los cambios en las oportunidades y limitaciones económicas, políticas y demográficas. Monitorear estas percepciones permitirá a los administradores del Fondo de Agua anticipar cambios en los beneficios obtenidos o en los riesgos de participación y adaptar los incentivos en consecuencia.

Preguntas ejemplo:

- ¿Cuáles son los niveles de coliformes fecales en las aguas superficiales en los puntos de acceso de agua potable? ¿cuál es la incidencia de enfermedades transmitidas por el agua?
- ¿Cómo ha cambiado la percepción acerca del bienestar humano entre la gente que participa en el programa en contraste con los que no participan?

- ¿Cuál es la situación financiera de los participantes y los no participantes?
- ¿De qué manera las transiciones en el uso del suelo producto de las actividades del fondo han afectado la disponibilidad de recursos naturales (e.g. madera, leña, plantas medicinales)?

Un marco para medir los impactos en el bienestar humano

La evaluación del bienestar humano debe centrarse en medir aquellas áreas que son relevantes para los miembros de la comunidad así como para los objetivos del Fondo de Agua. Debido a la combinación única de prioridades y condiciones socioeconómicas de cada región, así como a la variedad de actividades que se pueden desarrollar a través de los Fondos de Agua en distintas áreas (e.g. proyectos de educación, jardines orgánicos), estos deben seleccionar áreas focales del bienestar humano e indicadores anidados que son relevantes para el lugar en el que se ubican.

El marco que aquí se presenta está basado en la exploración de Amartya Sen de como las “capacidades” y “libertades” a menudo determinan el bienestar humano a través de ocho categorías: nivel material de vida, salud, educación, actividades personales incluyendo trabajo, voz política y gobernanza, conexiones y redes sociales, condiciones ambientales e inseguridad. Sen se asoció con otro premio nobel de economía, Joseph Stiglitz, así como con Jean-Paul Fitoussi para generar un marco de medición del bienestar humano que ha sido adoptado posteriormente por varios y diferentes asociaciones y países (Stiglitz et al., 2009). En el Cuadro 5 se presenta un resumen de estas áreas focales, incluyendo dos adicionales (basadas en Smith et al., 2012) que pueden ser relevantes para algunos Fondos de Agua: satisfacción cultural y espiritual, y satisfacción con la vida y felicidad. Este marco puede ser usado para guiar las preguntas planteadas en entrevistas, grupos focales y encuestas diseñadas para evaluar los impactos del Fondo de Agua en el bienestar humano de los participantes y no participantes.

Los parámetros listados en el Cuadro 5 son solo una muestra de los muchos que existen. El Banco Mundial cuenta con una base de datos de indicadores que puede ser útil (<http://data.worldbank.org/indicator>). Otra buena fuente de este tipo de indicadores es el proyecto internacional Encuestas de Demografía y Salud (Demographic and Health Surveys, DHS) (<http://www.measuredhs.com/data/Survey-Indicators.cfm>). El uso de indicadores gubernamentales como salud, educación y nivel material de vida reduce la cantidad de trabajo dedicada a desarrollar indicadores locales que sean viables, permite la comparación de los datos obtenidos en los sitios del Fondo de Agua con otros sitios, y proporciona datos para la evaluación de impacto usando mediciones que son familiares para los responsables de la política.

CUADRO 5: Definiciones y parámetros para la evaluación del bienestar humano

ÁREAS FOCALES DE BIENESTAR HUMANO	DEFINICIÓN	PARÁMETROS POSIBLES
Nivel material de vida	Condiciones físicas de la vida; bienes, servicios y recursos económicos accesibles	<ul style="list-style-type: none"> • Ingreso • Condiciones de vida (medidas definidas localmente) • Consumo • Acceso a los bienes ecosistémicos (forraje, madera, agua limpia) • Percepción sobre el nivel de vida • Distribución de la riqueza • Salud del ganado (relacionado con el monitoreo de impacto ecológico)
Salud	Indicadores de salud vinculados con el bienestar humano, incluyendo esperanza de vida y salud física y mental	<ul style="list-style-type: none"> • Esperanza de vida y mortalidad • Estilo de vida y comportamiento • Seguridad alimenticia (relacionada con las actividades del fondo de agua; e.g. jardines orgánicos) • Acceso a agua limpia (relacionado con el monitoreo ecológico) • Acceso a servicios sanitarios • Acceso a clínicas de salud y servicios sociales • Impacto en la salud humana de los cambios en otros servicios ecosistémicos (e.g. aire limpio) relacionados con las actividades del fondo de agua • Acceso a espacios verdes y a la naturaleza (con implicaciones en la salud física y mental)
Educación	Transferencia formal e informal de conocimiento y habilidades	<ul style="list-style-type: none"> • Asistencia escolar por género y nivel de educación • Talleres y oportunidades de capacitación formales e informales relacionadas con las actividades o la compensación de los fondos de agua • Incorporación y valoración del conocimiento local
Actividades personales, incluyendo trabajo	Empleo del tiempo	<ul style="list-style-type: none"> • Horas de trabajo versus horas libres • Tiempo empleado en trabajo formal versus trabajo informal • Cambios en el promedio de tiempo que la mujer pasa en trabajos informales
Voz política y gobernanza	Influencia del entorno de liderazgo local	<ul style="list-style-type: none"> • Percepción sobre la habilidad de influir el entorno de liderazgo local • Mecanismos de resolución de conflictos comunitarios y locales • Frecuencia y calidad de reuniones y grupos de trabajo comunitarios
Conexiones y redes sociales	Cohesión social; capital social	<ul style="list-style-type: none"> • Indicadores de confianza social, aislamiento social, apoyo informal, compromiso laboral, comunitario y religioso • Número y frecuencia de interacciones en organizaciones sociales
Condiciones ambientales	Calidad del ambiente relacionado con la salud humana, satisfacción cultural y espiritual y nivel material de vida	<ul style="list-style-type: none"> • Acceso y consumo de bienes y servicios ecosistémicos • Indicadores de bienestar humano relacionados con la condición y servicios ambientales
Inseguridad	Seguridad a la integridad y seguridad económica	<ul style="list-style-type: none"> • Percepción sobre la seguridad ambiental y personal
Satisfacción cultural y espiritual	Las oportunidades para satisfacer las necesidades espirituales y culturales	<ul style="list-style-type: none"> • Asistencia a eventos religiosos o festividades • Programas promoviendo la cultura y lenguas locales • Servicios culturales obtenidos a partir de los paisajes objeto de las actividades del fondo de agua
Satisfacción con la vida y felicidad	Satisfacción con la vida	<ul style="list-style-type: none"> • Autovaloración de la felicidad y el bienestar humano • Relacionarlo con los servicios ecosistémicos y las actividades del fondo de agua

Área 2: Equidad en los resultados

Tanto para las comunidades que participan con sus tierras comunales como para los individuos que participan con su propiedad privada, es importante evaluar cómo se distribuyen los beneficios y riesgos de las actividades del Fondo de Agua entre los distintos grupos, incluyendo hombres y mujeres, o entre la gente más pobre o más rica. Esto incluye consideraciones acerca de cómo las actividades del Fondo de Agua afectan la distribución de la riqueza y los roles de género entre los participantes y no participantes en el programa. Explorar la equidad en los resultados (Brown y Corbera, 2003) requiere la realización de entrevistas o encuestas dirigidas a individuos (incluyendo hombres y mujeres) más que encuestas a hogares, las cuales tienden a subrepresentar las opiniones y experiencias de las mujeres.

Preguntas ejemplo:

- ¿Son los riesgos y beneficios asociados con las actividades del Fondo de Agua (PES/CES) distribuidos equitativamente entre las comunidades participantes?
- ¿Cómo difieren los riesgos y los beneficios asociados con la participación en el programa entre hombres y mujeres? ¿entre jóvenes y viejos? ¿entre distintos grupos socioeconómicos o culturales?

Diseño de muestreo: bienestar humano y equidad en los resultados

La comprensión integral de los impactos del Fondo de Agua en el bienestar humano de las comunidades e individuos es facilitada por el uso de un enfoque de métodos mixtos, es decir de la combinación de métodos cualitativos y cuantitativos. En las ciencias sociales, los métodos cualitativos son la manera más efectiva de abordar procesos y medir percepciones, mientras que los métodos cuantitativos son mejores para contestar preguntas relativas a patrones, causalidad y relaciones (Creswell y Clark, 2010; Sayer, 2000). Un enfoque efectivo es comenzar con métodos cualitativos, como el uso de grupos focales y entrevistas con miembros claves de la comunidad, para explorar cómo y por qué los programas del Fondo de Agua están impactando algunos miembros de la comunidad o individuos. Los métodos cualitativos también pueden ayudar a identificar los valores locales, las dinámicas de poder y los indicadores de bienestar humano críticos para diseñar encuestas cuantitativas efectivas. Esta investigación puede continuar con el empleo de encuestas o entrevistas cuantitativas, las cuales miden los impactos en el bienestar humano. Las encuestas cuantitativas permiten también la comparación estadística entre los grupos control e impacto, generando datos especialmente útiles para entender qué impactos fueron realmente causados por las actividades del fondo y cuáles no. Posteriormente pueden volverse a usar entrevistas cualitativas y grupos focales para explorar los hallazgos de las encuestas.

Diseño 1: Únicamente cualitativo

En aquellos casos donde las actividades del Fondo de Agua 1) restringen el acceso a los recursos naturales, 2) desplazan a la gente, o 3) prueban un nuevo enfoque corriente arriba, se recomienda ampliamente la inclusión de un enfoque cuantitativo robusto para evaluar el bienestar humano, como se discute más abajo. Cuando ninguna de estas características aplica, generalmente la evaluación de los impactos en el bienestar humano en las zonas de arriba de la cuenca puede hacerse a partir de una evaluación de impacto cualitativa como el modelo KAP (por sus siglas en inglés knowledge (conocimientos), attitudes (actitudes) and practices (hábitos)), o el enfoque de cambio más significativo (MSC –por sus siglas en inglés, The most significant change). Ambos usan discusiones en grupos focales y entrevistas a informantes clave para evaluar la percepción sobre los cambios en el bienestar humano. Las discusiones en grupos focales y entrevistas a informantes claves pueden también ser usadas como parte de un enfoque de manejo adaptativo, donde los grupos focales se reúnen cada seis meses después de que las actividades del fondo comenzaron para identificar qué aspectos de las actividades del proyecto están funcionando y cuáles no. En años posteriores estos ejercicios pueden realizarse con

menor frecuencia. Al igual que con cualquier forma de colecta de datos cualitativos, es importante que los investigadores/facilitadores establezcan confianza con los participantes, y es crítico que examinen su propia “posicionalidad” como investigador y cómo esta afecta la colecta e interpretación de los datos.

Diseño 2: Diferencias en diferencias (DD). Métodos cualitativos y cuantitativos mixtos

Cuando las actividades del Fondo de Agua 1) restringen el acceso a los recursos naturales, 2) desplazan a la gente, o 3) prueban un nuevo enfoque corriente arriba, para medir los cambios en el bienestar de los participantes se recomienda el uso del diseño denominado “diferencias en diferencias (DD), que combina métodos cualitativos y cuantitativos. Este enfoque usa entrevistas a informantes clave para diseñar los protocolos que serán usados en las discusiones de los grupos focales, y los resultados de estas discusiones coadyuvarán a su vez el diseño de la encuesta cuantitativa. El enfoque DD representa un diseño antes-después, control-impacto (BACI) en las ciencias sociales, y analiza las diferencias entre antes y después, así como entre el grupo control e impacto. Las diferencias antes del tratamiento entre los grupos control e impacto son restadas a las diferencias después del tratamiento lo cual aporta una proyección de lo que hubiese pasado en ausencia de las actividades del Fondo de Agua (el “modelo de evolución sin cambios”). Estos datos hipotéticos son a su vez restados a las diferencias de los datos antes y después para el grupo impacto obteniendo así el resultado de la diferencia en diferencias. Para el uso de este enfoque es crítico establecer los datos de referencia para los grupos control e impacto, ya que sin estos datos es imposible usar el enfoque de evaluación de impacto.

Un reto clave del diseño DD es poder identificar un grupo de control que pueda ser comparado con el grupo impacto (participantes) en términos de los cambios en el bienestar humano a lo largo del tiempo. Los datos del grupo control tienen como propósito reflejar las condiciones hubiera tenido el grupo impacto sin influencia de las actividades del Fondo de Agua. Los grupos impacto y control deben ser lo más parecidos posibles antes de la implementación de las actividades del Fondo de Agua en términos de su nivel material de vida, salud, educación, cohesión social, calidad ambiental y seguridad, y deberían estar sujetos a factores socioeconómicos, políticos, ambientales, demográficos y culturales similares mientras dura el programa del Fondo de Agua, y sólo diferir con relación a las actividades del Fondo. El pareo de los grupos control e impacto debe primero hacerse a gran escala y después a escala más fina.

Si bien el diseño DD se recomienda para los Fondos de Agua que tienen el potencial de tener impactos significativos en el bienestar humano, la limitación de recursos puede imposibilitar el uso de encuestas costosas en cuyo caso una evaluación cualitativa KAP (descrita más arriba) usando entrevistas a informantes claves y grupos focales puede generar información anecdótica acerca de cómo y por qué los Fondos de Agua están impactando a la población. Sin las encuestas cuantitativas no es posible comparar estadísticamente para indicar que tan extensos son los impactos, pero aun así los resultados de los estudios cualitativos proporcionan a los administradores del Fondo de Agua información valiosa acerca de los impactos observados y las posibles adaptaciones.

Investigaciones previas sobre el bienestar humano y los Fondos de Agua brindan observaciones importantes para evaluar los impactos. En primer lugar, que puede ser difícil identificar grupos control que son similares al grupo impacto; segundo, que puede haber un sesgo de autoselección entre los participantes del Fondo de Agua; tercero, que puede ser difícil controlar los factores de confusión o un contexto socioeconómico “ruidoso” dificultando la capacidad de aislar los cambios en el bienestar humano que únicamente se deben a las actividades del Fondo de Agua; y finalmente, la validez de los resultados de las encuestas o entrevistas puede comprometerse por el cansancio a las encuestas, el sesgo de confirmación y la falta de confianza en los investigadores.

Una manera de superar estas limitaciones es dar seguimiento a los mismos individuos en ambos grupos a lo largo del tiempo (datos de panel). Los datos de panel requieren coleccionar datos sobre los indicadores del bienestar humano para participantes y no participantes a lo largo del tiempo. Usar datos de panel reduce la importancia de que los grupos control e impacto cuenten con las mismas condiciones iniciales y a que el parámetro importante es el cambio temporal relativo en el bienestar humano más que el cambio absoluto en comparación con las condiciones anteriores al Fondo de Agua. No obstante, este enfoque también conlleva retos importantes, incluyendo la necesidad de agregar las series de datos temporales para generar datos estadísticamente robustos. Asimismo, los datos de referencia que son coleccionados en un solo punto temporal no necesariamente capturan las condiciones y tendencias en el bienestar humano en los grupos control e impacto antes del proyecto y, en consecuencia, es necesario contar con series de datos temporales anteriores a la implementación del proyecto. Debido a que pocos Fondos de Agua suelen contar con series de datos temporales sobre las condiciones de interés del bienestar humano antes del proyecto, generalmente la mejor alternativa es usar fuentes secundarias de datos.

En los casos donde los datos de referencia incluyen bases de datos nacionales, los grupos control e impacto pueden también ser comparados con pareamiento por puntaje de propensión (ver Andam et al., 2010). En este caso las características de los participantes, como el nivel de ingresos, educación y edad, se usan para calcular el valor de la propensión a participar, y las unidades control y tratamiento son pareadas de acuerdo con este valor creando un grupo control con la misma probabilidad de participar como el grupo de impacto. Este enfoque requiere grandes bases de datos para identificar un número suficiente de pares para el rigor estadístico, ya que las observaciones que no pueden ser pareadas deben ser excluidas del análisis. Los proyectos que carecen de datos de referencia rigurosos o bien de una base de datos lo suficientemente grande para parear por puntajes de propensión pueden no ser adecuados para usar un enfoque cuantitativo en la evaluación del bienestar humano.

El diseño del tamaño de muestra cuantitativo, instrumentos de encuesta y el marco muestral requiere de conocimiento especializado y por lo tanto es mejor contratar expertos en encuestas para guiar este trabajo. Si alguno de estos elementos no es seleccionado adecuadamente, los resultados del estudio pueden ser inutilizables.

Determinar el tamaño de muestra requiere conocer el tamaño total de la población a ser muestreada. Como regla general, para un Fondo de Agua con menos de 100 habitantes corriente arriba que son afectados por programas de pago o compensación, no suele ser rentable la encuesta cuantitativa y los métodos cualitativos son más adecuados. En el caso de los Fondos de Agua que cuentan con entre 100 y 400 hogares participantes debe usarse una encuesta cuantitativa de toda la población. Para los Fondos de Agua con más de 400 personas corriente arriba, debe usarse una muestra al azar de la población. Para la mayoría de los Fondos de Agua, las poblaciones estudiadas suelen ser menores de 100 mil, por lo que el tamaño de muestra puede ser determinado con base en el intervalo de confianza determinado (generalmente 95%). Pautas generales sobre el tamaño de muestra son $n=30$ para poblaciones de hasta 10 mil, y $n=350$ para poblaciones de hasta 100 mil. Se aconseja un sobremuestreo de 10% debido a la posibilidad de errores de registro y encuestas incompletas.

Para que los resultados de los estudios cuantitativos sean válidos, los participantes de los grupos control e impacto deben ser seleccionados aleatoriamente. Los participantes a ser encuestados pueden ser seleccionados usando una lista numerada de los habitantes de la comunidad y un generador de números aleatorios (<http://www.random.org>). Para más información acerca de la asignación aleatoria para estudios socioeconómicos ver <http://www.povertyactionlab.org/methodology/what-randomization>.

Área 3: Equidad en el acceso

Aunque la mayoría de los Fondos de Agua orientan espacialmente sus actividades y participantes con base en la provisión de servicios ecosistémicos, en algunos casos la mitigación de la pobreza es también un objetivo importante. Cuando este es el caso, es importante monitorear los patrones de participación para entender el grado con el que los Fondos de Agua están incluyendo a pequeños propietarios y a los pobres. El monitoreo para la “equidad en el acceso” (Brown y Corbera, 2003) debe incluir la identificación de factores que facilitan o limitan la posibilidad y el deseo de participar en los proyectos del Fondo de Agua, de modo que el diseño y la implementación del programa puedan ser adaptados en consecuencia.

Preguntas ejemplo:

- ¿Quién participa en las actividades del Fondo de Agua (pago/compensación por servicios ecosistémicos; PES/CES)?
- ¿Es la participación en los programas PES/CES del Fondo de Agua tanto accesible como deseable para la población pobre?

Frecuentemente los Fondos de Agua tienden a favorecer a los grandes propietarios ya que el retorno sobre la inversión es más alto y el costo de transacción menor que al trabajar con pequeños propietarios. Sin embargo, si sólo se trabaja con grandes propietarios se puede perder el apoyo local a los Fondos de Agua excepto por un pequeño grupo de beneficiarios. Sin el apoyo generalizado corriente arriba es posible que los objetivos de calidad y cantidad de agua sean socavados por algunos actores que se opongan a los Fondos de Agua. En cambio, si los beneficios de los Fondos de Agua son accesibles a un grupo más amplio, aumenta la posibilidad de alcanzar una masa crítica de participación y apoyo.

En primer lugar los Fondos de Agua deben decidir la escala a la cual es importante la equidad en el acceso, por ejemplo, puede ser importante que las actividades del Fondo de Agua sean accesibles y deseables para un amplio rango de individuos dentro de la cuenca seleccionada por el Fondo de Agua.

Las cuestiones de equidad en el acceso se abordarán principalmente analizando las condiciones socioeconómicas, demográficas, políticas, culturales y ambientales de referencia de los participantes contra las características de los no participantes. Factores potenciales como el ingreso, fuente de sustento, tamaño familiar, dimensiones de la finca, tenencia de la tierra, pendiente, etc., pueden ser obtenidos ya sea a través de fuentes secundarias (e.g. datos censales) o a través de entrevistas cuantitativas o entrevistas cualitativas. El grupo control debe seleccionarse dependiendo de la escala de interés descrita arriba, sin embargo a diferencia de la equidad en los impactos sobre el bienestar humano (descritos arriba), el grupo control no debe ser seleccionado para ser pareado con el grupo participante con relación a los factores socioeconómicos, demográficos, ambientales y políticos. En cambio, el grupo control debe seleccionarse aleatoriamente con base en el área/escala de interés. En aquellos casos donde el área de interés es pequeña puede ser suficiente usar el vecino más cercano. Básicamente la idea es comprender cómo se comparan los participantes a los no participantes en el área de interés, lo cual depende de la escala a la cual el Fondo de Agua escoge trabajar.

Los métodos mixtos cualitativos y cuantitativos son un enfoque efectivo para contestar las preguntas de equidad en el acceso con tamaños de muestra similar, como se sugirió arriba para las preguntas acerca del bienestar humano. Sin embargo, a diferencia de los impactos en el bienestar humano, los estudios de equidad en el acceso no requieren de monitoreo a través del tiempo, sino de comparaciones con datos de referencia así como de preguntas cualitativas y cuantitativas orientadas tanto a participantes como a los no participantes que buscan entender las razones de los propietarios para participar o no en el programa. Si bien es posible revelar algunos de los factores que facilitan la participación a partir de métodos

cuantitativos (e.g. tiempo que tienen como agricultores, tamaño familiar, tamaño de la finca, etc.) algunas de las razones para participar o no pueden ser mejor entendidas a partir de preguntas abiertas que alientan a que los individuos expliquen con sus propias palabras los factores que limitan o facilitan si posibilidad y deseo de participar.

En aquellos casos donde se considera que los impactos cuencan arriba de las actividades de los Fondos de Agua son limitados en tamaño o influencia, un enfoque alternativo implica el uso de entrevistas cualitativas únicamente, combinando grupos focales y entrevistas a informantes clave para participantes y no participantes en el programa.

Algunos factores que potencialmente facilitan o limitan la participación en las actividades del fondo de agua son:

Demográficos:	Ambientales:	Políticos:	Socioeconómicos:	Culturales:
Género	Productividad de la tierra (suelos, etc.)	Tenencia de la tierra	Educación	Actitudes ambientales
Tamaño de la familia	Pendiente	Áreas protegidas o leyes ambientales preexistentes que afectan al área	Organización comunitaria	Valores espirituales / religiosos
Tamaño de la finca	Elevación	Confianza en los programas gubernamentales o de ONGs	Redes sociales	Valores culturales ambientales
Tiempo como agricultor	Cobertura vegetal		Interacción de las ONGs	
	Clima		Ingreso	
			Fuente de ingreso (si se basa o no en las actividades de la finca)	

La equidad en el acceso puede aumentarse al dirigir una porción de las actividades del fondo de agua específicamente a aquellos sectores de la población menos propensos a participar como las mujeres, pequeños agricultores, o la gente sin tierras. Un apoyo amplio a nivel local es sumamente importante para asegurar la sustentabilidad social de las actividades corriente arriba así como para promover la auto vigilancia por parte de los pobladores locales con relación al cumplimiento de los cambios en el uso del suelo acordados. Este apoyo depende de la cantidad de gente que recibe beneficios netos del fondo de agua corriente arriba.

LECTURAS ADICIONALES

Para más información acerca de **KAP** y otros enfoques de encuestas, ver:

A Study and Development on Knowledge, Attitude and Practice in Forest Conservation and Reforestation of Youth in Ban Khao Phra Community Nakhon Nayok Province (Thailand)
<http://www.medwelljournals.com/abstract/?doi=sscience.2010.554.558>

FAO—Participatory Survey Methods for Gathering Information
<http://www.fao.org/docrep/W8016E/w8016e01.htm#knowledge,%20attitude%20and%20practice%20surveys>

Knowledge, Attitudes and Practices Concerning Community Conservation in the Group Ranches around Amboseli National Park (Kenya)
<http://www.awf.org/content/document/detail/3262>

Proyecto Whole Village Project en Tanzania
<http://wholevillage.umn.edu/>

Para mayor información acerca de la técnica de **cambio más significativo**, ver:

Measuring social impacts in conservation: Experience of using the Most Significant Change Method
<http://journals.cambridge.org/action/displayAbstract?fromPage=online&aid=2450648>

The 'Most Significant Change' (MSC) Technique: A Guide to Its Use
<http://www.mande.co.uk/docs/MSCGuide.pdf>

Para mayor información acerca de técnicas de **entrevista**, otros **enfoques cualitativos y métodos mixtos cualitativo/cuantitativo** para investigaciones sociales, ver:

Creswell, J., y Clark, V. (2010). *Designing and Conducting Mixed Methods Research*. Sage Publications.
Recuperado de: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1753-6405.2007.00097.x/full>

Dunn, K. (2005). Interviewing. En L. Hay (Ed.), *Qualitative Research Methods in Human Geography* (Vol. 2nd, pp. 79-105). Oxford: Oxford University Press.

McDowell, L. (2010). Interviewing: Fear and Liking in the Field. En D. DeLyser, S. Herbert, S. Aitken, M. Crang, y L. McDowell (Eds.), *The SAGE Handbook of Qualitative Geography* (pp. 156-171). Londres: Sage Publications, Ltd.

Sayer, A. R. (2000). *Realism and Social Science*. London: Sage Publications.

Para mayor información sobre el **diseño de programas PES**, ver:

Greenwalt, T., y McGrath, D. (2009). Protecting the City's Water: Designing a Payment for Ecosystem Services Program. *Natural Resources & Environment*, 24(1).

Kelsey Jack, B., Kousky, C., y Sims, K.R.E. (2007). Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9465-9470.
<http://www.pnas.org/content/105/28/9465.full>

Literatura citada

(Los estudios marcados con un asterisco (*) están relacionados con la bibliografía anotada que se incluye en el anexo de este documento)

*Altieri, M.A. (2002). Agroecology: The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1971, 1-24.

Andam, K. S., Ferraro, P. J., Sims, K. R. E., Healy, A., y Holland, M. B. (2010). *Protected areas reduced poverty in Costa Rica*. doi:[10.1073/pnas.0914177107](https://doi.org/10.1073/pnas.0914177107) www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0914177107

*Ayarza, M., Huger-Sannwald, E., Herrick, E., Reynolds, J.F., Garcia-Barrios, L., Welchez, L.A., et al. (2010). Changing human-ecological relationships and drivers using the Quesungual agroforestry system in western Honduras. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25(3), 219-227.

Brockington, D. (2011). Ecosystem services and fictitious commodities. *Environmental Conservation*, 38(4), 367-369. doi:[10.1017/s0376892911000531](https://doi.org/10.1017/s0376892911000531)

Brown, K., & Corbera, E. (2003). Exploring equity and sustainable development in the new carbon economy. *Climate Policy*, 3, S41-S56. doi:[10.1016/j.clipol.2003.10.004](https://doi.org/10.1016/j.clipol.2003.10.004)

*Corbera, E., Kosoy, N., y Tuna, M.M. (2006). Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas of rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change*, 17, 365-380.

Engel, S., Pagiola, S., y Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: *An overview of the issues*. *Ecological Economics*, 65(4), 663–674. doi:[10.1016/j.ecolecon.2008.03.011](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011)

Gockel, C. K., y Gray, L. C. (2009). Integrating conservation and development in the Peruvian Amazon. *Ecology and Society*, 14(2):11 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org.proxy1.cl.msu.edu/vol14/iss2/art11/>

Goldman-Benner, R. L., Benitez, S., Boucher, T., Calvache, A., Daily, G., Kareiva, P., Kroeger, T., et al. (2012). Water funds and payments for ecosystem services: practice learns from theory and theory can learn from practice. *Oryx*, 46(01), 55–63. doi:10.1017/S0030605311001050 http://woods.stanford.edu/sites/default/files/files/WaterFundPayments_0.pdf

*Grieg-Gran, M., Porras, I., y Wunder, S. (2005). How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development*, 33(9), 1511–1527. doi:[10.1016/j.worlddev.2005.05.002](https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2005.05.002)

Kollmair, M., y Rasul, G. (2010, Enero). Addressing equity and poverty concerns in payments for environmental services. *Mountain Forum Bulletin*, 12–14.

Kosoy, N., y Corbera, E. (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69(6), 1228–1236. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.002

*Kosoy, N., Martinez-Tuna, M., Muradian, R., y Martinez-Alier, J. (2006). Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*, 61(2-3), 446–455. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.03.016

Landell-Mills, N., y Porras, I. T. (2002). *Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor*. London: International Institute for Environment and Development. Recuperado de: <http://www.cbd.int/doc/external/iied/iied-silver-report-2002-en.pdf>

Luck, G. W., Chan, K. M. A., y Fay, J. P. (2009). Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. *Conservation Letters*, 2(4), 179–188. doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00064.x

Miranda, M., Porras, I. T., y Moreno, M. (2003). *The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica: A quantitative field survey and analysis of the Virilla watershed*. London: International Institute for Environment and Development. <http://pubs.iied.org/pdfs/9245IIED.pdf>

Muñoz, R. (2004). *Efectos del programa de servicios ambientales en las condiciones de vida de los campesinos de la Península de Osa (tesis)*. Universidad de Costa Rica, San José.

Muñoz-Pina, C., Guevara, A., Torres, J. M., y Brana, J. (2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65(4), 725–736. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.07.031

Muradian, R., y Rival, L. (2012). Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services. *Ecosystem Services*, 1(1), 93–100. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.009

*Nair, P.K.R., Tonucci, R.G., Garcia, R., y Nair, V.D. (2011). Silvopastoral and carbon sequestration with special reference to Brazilian savanna (Cerrado). En Nair, P.K.R. (Ed.), *Carbon sequestration potential of agroforestry systems: Opportunities and challenges* (pp. 145–163). New York: Springer Science.

- *Pagiola, S, Rios, A. R., y Arcenas, A. (2008). Can the poor participate in payments for environmental services? Lessons from the Silvopastoral Project in Nicaragua. *Environment and Development Economics*, 13, 299–325. doi:10.1017/s1355770x08004270
- *Pagiola, Stefano, Arcenas, A., y Platais, G. (2005). Can payments for environmental services help reduce poverty?: An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, 33(2), 237-253. Recuperado de: <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VC6-4F9735C-6/2/c61cac6dd8741c870c8c1f216fec5dd2>
- *Postel, S. L., y Thompson, Jr., B. H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98-108.
- *Pretty, J. N., Morison, II, J., y Hine, R.E. (2003). Reducing food poverty by increasing agricultural sustainability in developing countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(1), 217-234.
- Roe, D., Yassin Mohammed, E., Porras, I., y Giuliani, A. (2012). Linking biodiversity conservation and poverty reduction: de-polarizing the conservation-poverty debate. *Conservation Letters*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00292.x>
- *Rosset, P.M., et al. (2011). The Campesino-to-Campesino agroecology movement of ANAP in Cuba: Social process methodology in the construction of sustainable peasant agriculture and food sovereignty. *Journal of Peasant Studies*, 38(1), 161-191.
- *Ruiz-De-Ona-Plaza, C., Soto-Pinto, L., Paladino, S., Morales, F., y Esquivel, E. (2011). Constructing public policy in a participatory manner: From local carbon sequestration project to network governance in Chiapas, Mexico. En Nair, P.K.R. (Ed.), *Carbon sequestration potential of agroforestry systems: Opportunities and challenges* (pp. 247-). New York: Springer Science.
- Smith, L. M., Case, J. L., Smith, H. M., Harwell, L. C., y Summers, J. K. (2012). Relating ecosystem services to domains of human well-being: Foundation for a U.S. index. *Ecological Indicators*. doi:10.1016/j.ecolind.2012.02.032 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X12000787>
- *Southgate, D., y Wunder, S. (2007). *Paying for watershed services in Latin America: A review of current initiatives*. Sustainable Agriculture and Natural Resource Management Collaborative Research Support Program and Office of International Research, Education and Development, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Stiglitz, J. E., Sen, A., y Fitoussi, J. P. (2009). Report by the commission on the measurement of economic performance and social progress. Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/documents/rapport_anglais.pdf
- The World Bank. (2000). *World Development Report: Attacking Poverty*. The World Bank and Oxford University Press. Recuperado de: http://wdronline.worldbank.org/worldbank/a/c.html/world_development_report_2000_2001/abstract/WB.0-1952-1129-4.abstract
- *Wunder, S. (2005). *Payment for environmental services: Some nuts and bolts*. CIFOR Occasional Paper. Jakarta, Indonesia: Center for International Forestry Research.

Wunder, S. (2008). Payments for environmental services and the poor: concepts and preliminary evidence. *Environment and Development Economics*, 13, 279–297. doi:10.1017/s1355770x08004282.

Recuperado de:

<http://journals.cambridge.org/action/displayAbstract?fromPage=online&aid=1880984>

Wunder, S., y Alban, M. (2008). Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics*, 65(4), 685–698. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.11.004

Wunder, S., Engel, S., y Pagiola, S. (2008). Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65(4), 834–852. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.03.010

Zbinden, S., y Lee, D. R. (2005). Paying for environmental services: An analysis of participation in Costa Rica's PSA program. *World Development*, 33(2), 255–272. doi:10.1016/j.worlddev.2004.07.012. Recuperado de:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X04001937>



Anexo

Recursos adicionales sobre monitoreo de cuencas y planeación para la conservación

Fuentes de información sobre una variedad de tipos e impactos de prácticas de manejo que se llevan a cabo en los ecosistemas terrestres para mejorar la calidad y cantidad del agua:

Natural England

<http://www.naturalengland.org.uk/ourwork/farming/csf/casestudies.aspx>

North Carolina State University—Watersheds: A Decision Support System for Nonpoint Source Pollution Control

<http://www.water.ncsu.edu/watershedss/>

Stream Restoration Databases and Case Studies: A Guide to Information Resources and Their Utility in Advancing the Science and Practice of Restoration

http://www-personal.umich.edu/~dallan/pdfs/Jenkinson_2006.pdf

USDA Natural Resources Conservation Service—Conservation Effects Assessment Project (CEAP)

<http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/national/technical/nra/ceap>

Watershed Connect—Resources

<http://www.watershedconnect.com/resources/?view=recent>

World Overview of Conservation Approaches and Technologies

<https://www.wocat.net/>

Fuentes adicionales de información sobre enfoques de monitoreo:

Project Monitoring: A Guide for Sponsors in the Upper Columbia Basin

http://www.nwcouncil.org/dropbox/2008amend/cbfa/Section_2/Sec2.1.5RM&E/Hillman_2005.pdf

The Western Center for Monitoring and Assessment of Freshwater Resources

<http://www.cnr.usu.edu/wmc/>

U.S. Army Corps of Engineers—Evaluating Cumulative Ecosystem Response to Restoration Projects in the Columbia River Estuary (Reporte anual 2004)

U.S. Army Corps of Engineers—Protocols for Monitoring Habitat Restoration Projects in the Lower Columbia River and Estuary.

http://www.pnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-15793.pdf

US EPA—Monitoring Guidance for the National Estuary Program

http://water.epa.gov/type/oceb/nep/upload/2009_03_13_estuaries_wholeguidance.pdf

USGS: Enlaces a recursos de monitoreo

<http://search.usgs.gov/results.html?cx=005083607223377578371%3Ab5ixbbpqp0&cof=FORID%3A11&q=monitoring+guidance&sa=Search#1010>

Bibliografía anotada: Impactos de las actividades de restauración y conservación

Investigadores: Willow Batista, Melanie Jonas, Vanessa Perkins, Pamela Krone-Davis, y Adrian Vogl

Esta revisión incluye investigación que aborda actividades similares en tipo y escala a aquellas que se desarrollan en muchos fondos de agua. No proporciona una revisión sistemática o metaanálisis formales, sin embargo puede servir como un punto de partida para realizar una revisión bibliográfica exhaustiva. En el enlace http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/Watershed_Outcomes_Lit_Review_database/ contiene una base de datos en la que se pueden realizar búsquedas sobre los resultados de todos estos estudios y enlaces a los resúmenes.

Tabla de contenido

Agroforestería	117
Agricultura sustentable	120
Sistemas silvopastoriles/ Manejo de animales de granja	123
Franjas de amortiguamiento	134
Reforestación/ Aforestación	139
Recuperación del bosque (Restauración pasiva)	143
Restauración de las corrientes de agua y humedales	143
Metaanálisis de la restauración	145
Protección	146
Estudios de cuencas y usos de suelo a gran escala	147
Enfoques basados en modelos	150
Tratamiento biológico de aguas residuales y pluviales	151
Regulación/política	153
Impactos sociales y económicos	154

Introducción

La siguiente bibliografía es el resultado de una revisión bibliográfica centrada en compilar información acerca de las actividades de conservación de cuencas (áreas protegidas, restauración, mejor manejo agrícola, etc.) y sus impactos en la salud de la cuenca, el bienestar de la comunidad y en los servicios ecosistémicos hídricos. La revisión bibliográfica cubrió cuatro áreas donde las actividades humanas impactan fuertemente al ambiente y donde las prácticas de manejo o decisiones de uso del suelo pueden resultar ya sea en la degradación o en el mejoramiento de los ecosistemas y de los servicios hídricos que proveen para la calidad y conservación del agua. Estas áreas son: a) protección y restauración del ambiente en comparación con el cambio y degradación en el uso del suelo; b) producción agrícola, incluyendo la producción tradicional de cultivos y ganadería y las prácticas agroecológicas y silvopastoriles; 3) la prevención de contaminación bacteriana de los suministros de agua potable; y 4) la influencia social y económica que tienen la provisión de servicios ecosistémicos en Latinoamérica. Para las tres primeras áreas se puso especial atención en encontrar medidas cuantitativas que ayuden a diferenciar la influencia que tienen actividades específicas sobre la calidad del agua, el rendimiento hídrico, la biodiversidad, la recarga de agua subterránea, el control de la erosión y de las inundaciones, la retención de nitrógeno y fósforo y la degradación bacteriana. En la revisión se incluyen artículos, reportes y trabajos académicos que son relevantes a las actividades de pequeña y media escala y que pueden ser implementadas en el contexto de los fondos de agua en Latinoamérica. Para poder mostrar la variación en los resultados logrados por tales esfuerzos, en la base de datos de resultados se incluyen los valores reportados para cualquier cambio en las condiciones hidrológicas que fuera provocado por la adopción de estas actividades o de decisiones de cambio en el uso del suelo. Existen muchos factores relacionados con el éxito relativo de tales esfuerzos, y está fuera del alcance de esta bibliografía anotada exponer todo el detalle y la información incluida. Para que los lectores puedan referirse a la publicación original y revisar más detalles sobre las prácticas, métodos de medida y resultado se incluyen las citas completas y los enlaces (cuando están disponibles) a cada artículo.

La búsqueda bibliográfica para los impactos cuantitativos (áreas 1 a 3) se realizó en bases de datos y sitios web académicos usando términos de búsqueda booleanas para encontrar artículos, informes y trabajos académicos pertinentes. Las bases de datos incluidas en las búsquedas fueron Google Scholar, Agricola, Environmental Sciences and Pollution Management, Science Direct, Biosis, y la biblioteca de la Universidad de Stanford. Asimismo, buscamos en sitios web específicos información relacionada con prácticas de manejo más adecuadas para la protección del ambiente (conocidas como mejores prácticas de manejo, BMP por sus siglas en inglés - Best Management Practices), incluyendo los sitios del U.S. Environmental Protection Agency, el Wild Farm Alliance, y el International Stormwater BMP Database. Los criterios de búsqueda incluyen combinaciones de los siguientes términos (en inglés): Latinoamérica (igual que Centroamérica y Sudamérica), manejo de cuencas, restauración, rendimiento hídrico, silvopastoril, servicios ecosistémicos, erosión, control de inundaciones, agua subterránea, exclusión de ganado, pastoreo rotativo, franjas de amortiguamiento ripario, protección de cuencas, impacto hidrológico, escorrentía, caudal (flujo), bacterias, coliformes, cobertura vegetal, diversidad de especies, restauración de corrientes de agua, revegetación, calidad del agua, humedal, franjas de protección, económico y social. Asimismo, en combinación con estos términos se usaron nombres específicos de países latinoamericanos.

La cuarta área en la que se centró la revisión bibliográfica está relacionada con los impactos sociales y económicos que tienen la provisión de servicios ecosistémicos en la población que habita las zonas donde estas prácticas han sido implementadas en Latinoamérica.

Agroforestería

Altieri, M. (2000). Multifunctional dimensions of ecologically-based agriculture in Latin America. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 7(1), 62-75.

Incluye datos cualitativos con buenas referencias

Este artículo contiene datos cualitativos sobre los sistemas tradicionales agroecológicos en Latinoamérica, enfatizando que los sistemas tradicionales agrobiodiversos representan una estrategia para asegurar la diversidad de la dieta, el ingreso, el uso eficiente de los recursos y una mejor integridad ecológica. Defiende el estudio de los agroecosistemas tradicionales para alcanzar la seguridad alimentaria y la conservación ambiental. Subraya el caso de las fincas agroforestales que usan el método Quezungal que han sobrevivido a los intensos cambios de clima del El Niño, sequías y huracán Mitch en 1998 en Honduras. Las 84 comunidades que practicaban sistemas de agroforestería con el método Quezungal no sufrieron los mismos daños que las fincas que usaban el método de roza, tumba y quema en la región afectada por el huracán Mitch y por severas sequías. Los sistemas agroforestales únicamente perdieron 10% de sus cultivos por la sequía y tuvieron un excedente de grano de 5 a 6 millones de libras a raíz del huracán.

Michel, G., Nair, V., & Nair, K. (2007). Silvopasture for reducing phosphorus loss from subtropical sandy soils. *Plant Soil*, 297, 267-276.

La pérdida de fósforo de los suelos arenosos es la principal causa de los problemas en la calidad del agua en 1.4 millones de hectáreas de pastizales en Florida. Los autores plantean la hipótesis de que la pérdida de fosfatos podría reducirse con el uso de prácticas silvopastoriles debido a que los árboles absorben el P y tienen raíces más profundas que el pasto solo. Se hicieron comparaciones pareadas de fósforo soluble en agua en sistemas silvopastoriles (pino ellioti y pasto bahía) y en pastizales sin árboles (pasto bahía) a diferentes profundidades de suelo y en dos tipos de suelo (ultisol y esodosol). La acumulación de concentraciones de P para todas las profundidades del perfil de suelo fue mayor para el pastizal sin árboles en comparación con la ubicación pareada del sistema silvopastoril. El fósforo soluble en agua en el perfil de suelo a una profundidad de 0-5 cm (mediana) osciló entre 36% y 60% menos bajo el sistema silvopastoril que en el pastizal sin árboles. Además, estos investigadores calcularon la capacidad de retención de fósforo (SPSC por sus siglas en inglés *Soil Phosphorus Storage Capacity*) del suelo en varias profundidades. SPSC es una medida de la cantidad de P que puede ser añadido al suelo sin causar un problema ambiental. Los sitios silvopastoriles tuvieron un mayor SPSC que los pastizales sin árboles. Los sistemas silvopastoriles tienen una mayor capacidad de proteger la calidad de agua en términos de la retención de P en comparación con los pastizales sin árboles.

Nyakatawa E., Mays, D., Naka, K., & Bukenya, J. (2010). Carbon, nitrogen, phosphorus dynamics in loblolly pine-goat silvopasture system in the southeast USA. *Agroforestry Systems*, 86, 129-140.

Este estudio investiga la posibilidad de establecer una producción animal (cabras) en una plantación de árboles de incienso con el fin de aumentar el ingreso a partir de la combinación de la producción animal y forestal. A lo largo de un periodo de cuatro años, de 2006 a 2010, se tomaron una serie de medidas del carbón, nitrógeno y fósforo en el suelo a distintas profundidades para tres tratamientos: densidad baja (10 cabras por hectárea), densidad alta (20 cabras por hectárea) y control (sin cabras). Cada tratamiento fue replicado 3 veces. Los sitios silvopastoriles fueron preparados con el clareo de los pinos de 1,480 a 370 árboles/ha en 2006, limpiando el sotobosque y plantando forraje para las cabras (trébol rojo, blanco y japonés). Las cabras pastaron en el periodo de 2007 a 2010 y anualmente, en junio, se midió la química del suelo. Los resultados indican que el aumento de animales en la plantación aumenta el nitrato, amonio y fósforo del suelo en comparación con las plantaciones sin cabras. El estudio concluye que el pastoreo mejoró la fertilidad del suelo a partir del reciclaje de nutrientes, y que los sistemas silvopastoriles pueden proporcionar un mejor beneficio económico y ambiental con relación a la producción de árboles solos.

Paris, T. (2002). **Crop–animal systems in Asia: Socio-economic benefits and impacts on rural livelihoods.** *Agricultural Systems*, 71(1), 147-168.

** incluye datos cualitativos**

Tiene casos de estudio sobre sistemas agrícolas integrados con empresas agrícolas y ganaderas. Con base en estudios agrícolas y a partir de investigación realizada por organizaciones internacionales se han desarrollado varias opciones que permiten aumentar la productividad agrícola y animal, así como el ingreso, preservando al mismo tiempo el equilibrio ecológico. Esta revisión se centra en los impactos socioeconómicos de nuevos sistemas y estrategias para los agricultores pobres en el sur de Asia. Cuenta con información relevante sobre análisis costo-beneficio de sistemas silvopastoriles y agroforestales que implícitamente promueven mejoras en las cuencas o para los cuales se cuenta con datos cualitativos que demuestran dichas mejoras.

Scarsbrook, M.R., y Halliday, J. (2010). **Transition from pasture to native forest land-use along stream continua: Effects on stream ecosystems and implications for restoration.** *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33, 293-310.

Este estudio en Nueva Zelanda examina los efectos de los fragmentos de bosque ripario en sucesión tardía sobre la calidad del agua, el epilítion, la morfología de la corriente de agua y los macroinvertebrados acuáticos. Se utilizaron 9 tramos de 50 metros en dos cuencas, la mitad con bosque nativo y la mitad con pastizales. Los tres sitios en las zonas de transición dentro del bosque tenían menor pH y mayor turbidez, fósforo reactivo disuelto, nitrógeno amoniacal, nitrógeno inorgánico disuelto y carbón orgánico disuelto, en comparación con los sitios de pastizal cuenca arriba. Los sedimentos finos fueron mayores en dos sitios de bosque con transición temprana y menores en los sitios de referencia en el bosque. Los niveles disminuyeron en el sitio ubicado más profundo en el bosque. La densidad y biomasa de invertebrados fue mayor en todos los sitios de pastizal en comparación con cada uno de los sitios pareados en el bosque.

Staley, T., Gonzalez, J., y Neel, J. (2008). **Conversion of deciduous forest to silvopasture produces soil properties indicative of rapid transition to improved pasture.** *Agroforestry Systems*, 74, 267-277.

En 2001 se realizó la conversión de bosques mixtos de frondosas a sistemas silvopastoriles a partir del clareo de árboles y plantación de forraje (trébol, raigrás y pasto oville), así como añadiendo fertilizante de arranque en la primavera del 2002 (34 kg/ha de fertilizante 19-19-19) y en el verano del 2003 (34 kg/ha como fertilizante 34-0-0). Durante la temporada de cultivo del 2003 se compararon los datos de la química del suelo del bosque de frondosas original con los del sistema silvopastoril y con los de los pastizales previamente establecidos. Los pastizales tradicionales habían sido establecidos hace 40 años y recibido fertilizaciones anuales (56 kg/ha como fertilizante 10-20-20) y ocasionalmente tratamiento con cal (~ cada 6 años). Se dejó que las ovejas pastaran en los sistemas silvopastoriles y los pastizales, pero no en el bosque. En agosto del 2003 el fósforo orgánico total en el suelo de los tres ecosistemas comparados fue de 300 mg/kg para el bosque, 380 mg/kg para el sistema silvopastoril y 400 mg/kg para el pastizal. El fósforo inorgánico total fue de 50 mg/kg para el bosque, 160 mg/kg para el sistema silvopastoril y 80 mg/kg para el pastizal. El alto valor del fósforo inorgánico en el sistema silvopastoril posiblemente se debió a una incorporación reciente de fertilizante a base de fósforo.

Udawatta, R., Garrett, H., y Kallenbach, R. (2010). **Agroforestry and grass buffer effects on water quality in grazed pastures.** *Agroforestry Systems*, 79(1), 81-87.

La agroforestería y las franjas de protección con pasto pueden reducir la contaminación en las cuencas con pastizales. Con el fin de probar los efectos de las franjas de amortiguamiento en la calidad del agua en una zona de pastizales en New Franklin, Missouri (principalmente en suelo loam limoso), se establecieron seis áreas de tratamiento, dos con agroforestería como franja de amortiguamiento, dos

con franjas de amortiguamiento con pasto y dos zonas control (sin amortiguamiento). Las franjas de amortiguamiento con agroforestería tenían pastos con álamo negro y las franjas de amortiguamiento con pasto tenían las mismas especies de pasto. Las seis áreas fueron divididas en 6 potreros con 3 vacas rotando por 3.5 días en cada uno por un total de 215 días entre el 2005 y el 2008. Los tratamientos de agroforestería y las franjas de amortiguamiento con pasto tuvieron menores volúmenes de escorrentía en comparación con el control, así como menor pérdida de sedimento y de N total. La mayor parte de los sedimentos y nutrientes fueron retenidos entre 4 y 7.5 m de la franja de amortiguamiento con pasto. La diferencia fue más significativa durante los años con precipitación por encima de la media.

Udawatta, R., Krstansky, J. J., Henderson, G. S., & Garrett, H. E. (2002). Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: A paired watershed comparison. *Journal of Environmental Quality*, 31(4), 1214-1225.

Este es un estudio de cuencas pareadas que compara los efectos en la escorrentía y la pérdida de nutrientes en cuencas con agroforestería y con franjas de pasto en contorno en comparación con cuencas con rotación de maíz y soya (control). La calibración se realizó de 1991 a 1997 y se desarrollaron ecuaciones de calibración para predecir la escorrentía y la pérdida de nutrientes y sedimentos, lo cual explicó el 66-67% de la variabilidad entre las cuencas. El periodo de tratamiento se realizó tres años después y dio como resultado una reducción en la escorrentía (10 y 1% para las cuencas con franjas de contorno y agroforestería respectivamente), reducción en la erosión de 19% en 1999 por las franjas de contorno solas, y una reducción en la pérdida de P total de 8 y 17% a lo largo del periodo de tratamiento por las franjas de contorno y la agroforestería. La pérdida de sedimentos no se redujo debido a que los árboles y pastos en estas dos cuencas no estaban lo suficientemente bien establecidos como para controlar la pérdida de sedimentos. Durante el tercer año, el N se redujo en un 24 y 27% por los tratamientos con agroforestería (21 y 20% durante un evento grande de precipitación en el tercer año). La mayor parte de las reducciones ocurrieron en el segundo y tercer año después de que se establecieron los tratamientos.

Verbist, B., Putra, A.E.D., y Budidarsono, S. (2005). Factors driving land use change: Effects on watershed functions in a coffee agroforestry system in Lampung, Sumatra. *Agricultural Systems*, 85(3), 254-270.

En Sumberjaya, Sumatra, una importante región de cultivo de café, la cobertura forestal se redujo de 60% a 10% en tres décadas, convirtiéndose en una región de pequeños productores de café, arroz y hortalizas. Paralelamente a la deforestación los productores han ido "arbolando" el paisaje de modo tal que los monocultivos de café se han convertido en sistemas mixtos con árboles de sombra (agroforestería). Los investigadores estudiaron los usos del suelo que remplazaron al bosque y su impacto en la cuenca hídrica, evaluaron la percepción que tienen los tomadores de decisiones, agricultores e ingenieros (actores interesados) sobre las funciones de la cuenca en la región, y midieron el régimen de descarga para la represa hidroeléctrica del sitio. En los años 90 los agricultores habían sido desalojados bajo el argumento de que la agricultura reduciría la producción de energía hidroeléctrica en la región deforestada. No obstante, los resultados de este estudio demuestran que con la incorporación a principios de los 80 de los sistemas agroforestales la represa hidroeléctrica funciona mejor ahora que hace 30 años. Los impactos del cambio en el uso del suelo en la cuenca no han sido adecuadamente evaluados y los resultados de este estudio muestran compatibilidad entre los sistemas agroforestales y la producción de energía hidroeléctrica. Este estudio concluye que la deforestación es únicamente la primera etapa del cambio en el uso del suelo, alienta a una mejor planeación del territorio que ya ha sido deforestado y demuestra la compatibilidad potencial entre los sistemas cafetaleros agroforestales en áreas que dependen de la energía hidroeléctrica.

Agricultura sustentable

Altieri, M., y Nicholls, C. (2005). Agroecology and the search for a truly sustainable agriculture. United Nations Environmental Programme, Environmental Training Network for Latin America and the Caribbean.

incluye datos cualitativos con buenas referencias

Este libro cuenta con información básica sobre técnicas de agricultura sustentable (agroecología) y usa como referencia casos de estudio en Latinoamérica. Los casos de estudio cuentan con datos cualitativos acerca de los servicios ecosistémicos de la cuenca después de que se han implementado las prácticas de manejo sustentables. El movimiento Campesino a Campesino vigiló los impactos del huracán Mitch en 360 comunidades a lo largo de Nicaragua, Honduras y Guatemala usando fincas pareadas con manejo sustentable y manejo convencional. Encontraron que las parcelas sustentables tenían de 20 a 40% más capa superficial del suelo, mayor humedad en el suelo, menor erosión y menores pérdidas económicas que las parcelas con manejo convencional. En República Dominicana el Plan Sierra promovió métodos de agricultura sustentable en fincas familiares (denominadas conucos) altamente erosionadas lo que llevó a menores tasas de erosión acumulada que en el conuco original y en los sistemas de monocultivo en la región (principalmente debido a la cobertura del suelo que se mantiene con la agroforestería). En Santa Catarina, Brasil, el servicio gubernamental de extensión e investigación EPAGRI se centró en el manejo de microcuencas con franjas de protección con pasto, labranza en contorno, abono verde, y pruebas con distintas especies para el cultivo de cobertura. Los resultados fueron mejores cosechas, calidad del suelo, retención de la humedad y menos demanda de mano de obra. Desde 1991, han trabajado en 60 microcuencas con 38,000 agricultores y descubrieron que encontrar cultivos de cobertura es más importante en la prevención de la erosión que el uso de terrazas o barreras de conservación y que es, además, más barato de mantener. En los Cerrados de Brasil, el monocultivo de soya ha sido el cultivo dominante por lo que las ONGs trabajando con el gobierno diseñaron un sistema de rotación de cultivo y labranza mínima para la agricultura. Dichos sistemas aumentaron las cosechas, hicieron más lenta la erosión y disminuyeron los problemas con plagas y malezas.

Andraski, T.W., Bundy, L.G., y Kilian, K.C. (2003). Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 32, 1782-1789.

Manejar los residuos superficiales en los años subsecuentes a la aplicación de abono puede tener un efecto sobre el riesgo a largo plazo de pérdida de P que se da mientras la materia orgánica del estiércol suministrado se descompone. Los investigadores probaron los efectos de la historia del abono y la labranza a largo plazo (arado de cincel y siembra directa) en las pérdidas de fósforo en la escorrentía de los sistemas agrícolas de maíz en Wisconsin. La localidad en Madison tenía parcelas de maíz aradas con cincel con tres tipos de historia de aplicación de abono: sin historia, aplicación en 1995 y 1998, aplicación en 1996 y 1999, y aplicaciones anuales de 1994 a 1999. La localidad en Lancaster tenía ambas, parcelas aradas con cincel y parcelas con siembra directa, ya sea sin historia de aplicación de abono o con aplicaciones una vez al año de 1993 a 1997. Las cargas o concentraciones de P en las parcelas de maíz aradas con cincel en Madison no fueron afectadas por la frecuencia de aplicación de abono o el tiempo desde la última aplicación. Sin embargo, la carga de sedimento se redujo en un 60% en los casos donde el abono fue aplicado anualmente y 30% en donde se aplicó tanto en 1996 como en 1999 en comparación con el control sin historia de aplicación de abono. Esto se debe posiblemente a que el abono con altas concentraciones de materia orgánica aumentó las concentraciones de materia orgánica en el suelo, y agregados estabilizados, y disminuyó la erosión para minimizar la pérdida de P total después de la aplicación. En las parcelas con siembra directa la escorrentía fue 60% menor donde había una historia de aplicación de abono que en los sistemas sin aplicación de abono. La escorrentía

se correlacionó fuertemente con la cobertura superficial más que con la materia orgánica del suelo. El efecto de la aplicación de abono en la calidad del agua de la escorrentía depende del tipo de labranza: en los sistemas de siembra directa la historia de aplicación de abono no tuvo un efecto en la pérdida de P o sedimento en la escorrentía. Todos los sistemas de siembra directa (con o sin historia de aplicación) tuvieron menores pérdidas de P que los sistemas arados con cincel.

Bassi, L. (2002). Valuation of land use and management impacts on water resources in the Lajeado São José micro-watershed Chapecó, Santa Catarina State, Brazil. Preparado para el taller en línea Land-Water Linkages in Rural Watersheds: Case Study Series. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Roma.

ver notas para la explicación completa de los cálculos

En la microcuenca del Lajeado São José los agricultores implementaron y monitorearon, de 1988 a 1997, las prácticas de manejo de labranza cero o mínima labranza, labranza en contorno, rotación de cultivos, cultivos de cobertura, abono verde y orgánico, la formación de terrazas y forestación. La cuenca estudiada se localiza por encima de la estación de tratamiento de agua (CASAN) y tiene una superficie de 6,348 m². Se midieron los cambios en la infiltración, erosión del suelo, contaminación del agua y costos de tratamiento del agua. Para cuantificar el ahorro económico y la reducción en la contaminación del agua, se midió la turbidez del agua, las concentraciones de bacterias coliformes fecales y de sedimento, así como la cantidad de sulfato de aluminio e hidróxido de calcio usados para el tratamiento de agua. La infiltración del agua en suelos de tipo ferrosol (que representa el 80% del suelo en la región) fue 93% mayor bajo el sistema de labranza cero en comparación con los sistemas de labranza convencionales. La turbidez disminuyó 61%, la concentración de sedimentos se redujo en 69.5% y en dos puntos de muestreo hubo una tendencia a la baja en las concentraciones de bacterias entre 1996 y 1997. Los químicos para el tratamiento de agua, sulfato de aluminio e hidróxido de calcio, se redujeron en casi 50% lo que se tradujo en un ahorro mensual de \$2,445. Estos resultados apoyan el argumento de que invertir en la protección de la cuenca a partir de la implementación de mejores prácticas de manejo, especialmente sistemas de labranza cero, resulta en beneficios económicos los cuales pueden notarse desde el primer año, como son reducción en la mano de obra, reducción en la erosión, ahorros en el tratamiento del agua en otros sitios y eventualmente un aumento en la producción de cultivos.

Cestti, R., J. Srivastava, y S. Jung. 2003. Agriculture non-point source pollution control: good management practices-the Chesapeake Bay experience. No. 7. World Bank Publications.

Contiene cuadros con los promedios de N y P para algunos usos del suelo, algunas prácticas de manejo agrícola sustentables y convencionales para la Bahía de Chesapeake.

Chow, T.L., Rees, H.W., y Daigle, J.L. (1999). Effectiveness of terraces grassed waterway systems for soil and water conservation: A field evaluation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54(3), 577-583.

En una localidad del valle del río St John en New Brunswick, Canadá, la papa es un cultivo importante que es cultivado sobre una topografía ondulada. La erosión causada por un exceso en la escorrentía es un problema mayor con frecuentes pérdidas de suelo de 20-30 toneladas por hectárea al año. Para reducir la erosión suelen usarse distintos grados de desviación de la corriente de agua o bien cubrirlas con pasto (zanjeo y terrazas). Este estudio cuantifica los beneficios de estas prácticas y observa que la siembra en contorno asociado con las terrazas reduce la escorrentía en 150 mm de lluvia equivalente (máxima). La pérdida de suelo se reduce de 20 a 1 ton/ha/año. Debido a las terrazas la cuenca hidrográfica también se vuelve menos propensa a la creación de zanjas o a tener corrientes que se desbordan.

Clausen, J. C., et al. (1996). Paired watershed comparison of tillage effects on runoff, sediment, and pesticide losses. *Journal of Environmental Quality*, 25(5), 1000-1007.

Este es un estudio de cuencas pareadas en Vermont. El periodo de calibración se realizó durante 13 meses en 1986 y posteriormente durante el periodo de tratamiento, que duró 30 meses entre 1987 y 1989, una cuenca fue tratada con labranza convencional mientras la otra con labranza reducida. La reducción en la labranza tuvo una reducción significativa en la escorrentía y pérdida de sedimento, lo que a su vez afectó las pérdidas de pesticidas incluso cuando las concentraciones de pesticida vinculado al sedimento fueron mayores en la cuenca de tratamiento con labranza reducida. La reducción en la labranza disminuyó la escorrentía en un 64% y el traslado de sedimento en 99%. Las concentraciones de pesticidas disueltos no cambiaron mientras que las concentraciones de pesticida vinculado al sedimento aumentaron cuatro veces. La reducción de los sedimentos compensó esta situación. Los eventos de lluvia extrema que son importantes para el traslado de sedimentos así como una lluvia fueron responsables del 80% de la pérdida total de sedimentos durante el periodo de tratamiento.

Dorren, L., y Rey, F. (2004). A review of the effect of terracing on erosion. *Soil Conservation and Protection for Europe*, 97-108.

Este artículo de revisión cubre estudios sobre los efectos de la formación de terrazas en la erosión del suelo así como información acerca de la implementación adecuada de esta técnica y sus desventajas potenciales. Se menciona un estudio en Malasia en el que se sembraron plantas de pimienta en terrenos con pendiente con y sin terrazas. Las terrazas redujeron drásticamente la pérdida de suelo en aproximadamente 98%.

Ehigiator, O.A. y Anyata, B.U. (2011). Effects of land clearing techniques and tillage systems on runoff and soil erosion in a tropical rain forest in Nigeria. *Journal of Environmental Management*, 92(11), 2875–2880.

En un bosque tropical húmedo secundario del suroeste de Nigeria, se evaluaron los efectos de la deforestación y la labranza sobre la escorrentía y erosión del suelo en 14 subcuencas. La deforestación de la vegetación primaria ocurrió entre 1978 y 1970 y la vegetación secundaria fue clareada 18 años antes de la colecta de datos en 2002-2004. Cada subcuenca recibió un tratamiento ya sea de remoción manual, de remoción mecánica (con buldócer o rastrillo de raíces y cuchilla de cizalla) o el desmonte tradicional. Estas parcelas fueron manejadas ya sea sin labranza, agricultura tradicional, arado en terrazas o arado sin terrazas y tuvieron rotaciones uniformes de cultivos cada tres años plantados con distintas secuencias. En cada subcuenca se midió la tasa de escorrentía y erosión del suelo usando un canal de aforo. La mayor erosión del suelo se dio en las subcuencas desmontadas mecánicamente y bajo labranza convencional. La alta erosión encontrada en las terrazas escalonadas con canal indica que el arado en terrazas no minimizó la erosión. Hubo menor erosión en las subcuencas desmontadas manualmente en comparación con las desmontadas mecánicamente, así como sin labranza y bajo agricultura tradicional en comparación con los sistemas de labranza convencionales. La concentración de sedimento en la escorrentía fue menor en las subcuencas desmontadas manualmente y sin labranza. La mayor erosión del suelo ocurrió en las subcuencas desmontadas mecánicamente, y fue mayor con el uso de buldócer o rastrillo de raíces que con la cuchilla de cizalla. Si bien el desmonte manual es el mejor para el ambiente, es mucho más lento y demandante de mano de obra.

Holt-Giménez, E. (2002). Measuring farmers' agroecological resistance after Hurricane Mitch in Nicaragua: A case study in participatory, sustainable land management impact monitoring. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1), 87-105.

MCAC (el Movimiento Campesino a Campesino de varias ONGs) ha promovido las técnicas de agricultura sustentable en las tierras agrícolas a lo largo de Nicaragua desde 1987. Las prácticas de manejo sustentable del suelo (SLM) observadas en el estudio fueron una mezcla de prácticas estructurales (labranza de contorno, terrazas, etc.), agronómicas (cultivo intercalado, compostaje, manejo integral de plagas, aplicación de abono (estiércol), labranza intensiva en franja) y agroforestería (parcelas forestales, cultivo en callejones, franjas de vegetación, cercos vivos). Las prácticas convencionales incluyeron prácticas estructurales y agronómicas (uso de químicos, tumba y quema). Se parearon 880 parcelas con manejo agroecológico (que implementaban aunque sea una SLM) y convencional (bajo condiciones topográficas similares), y se midieron los impactos del huracán en términos de la pérdida de la capa superficial del suelo, la presencia de desprendimientos del suelo, erosión (surcos y cárcavas), porcentaje de cobertura vegetal, ganancias/pérdidas netas, y profundidad del suelo húmedo. En promedio, las parcelas agroecológicas tuvieron más capa superficial del suelo, mayor humedad, más vegetación, menos erosión y menores pérdidas económicas después del huracán que las parcelas control. Las diferencias aumentan con la intensidad de la tormenta, mayores pendientes y años de implementación, si bien existieron umbrales de estrés. Los efectos sobre la cubierta superficial del suelo fueron altamente significativos cuando se examinaron las 19 distintas prácticas agroecológicas bajo condiciones de tormenta (contenciones de piedra, abono verde, rotación de cultivo, incorporación de rastrojo). El abono verde tuvo cierto efecto en las diferencias entre la erosión en surcos y cárcavas.

Maass, J.M., Jordan, C.F., y Sarukhan, J. (1988). Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology*, 25, 595-607.

Se evaluaron técnicas de manejo de la erosión y retención de nutrientes en una región agrícola con topografía pronunciada de México donde el crecimiento poblacional está desplazando la producción agrícola hacia las montañas. Se seleccionó una zona forestal y se crearon parcelas con maíz (un cultivo común), maíz tratado con mantillo, pasto de guinea, pasto buffel, y maíz tratado con franjas de protección de pasto de 3 y 10 metros. De 1983 a 1984 se midieron la cantidad de lluvia, el desarrollo de los cultivos, los cambios en la cobertura del suelo, las pérdidas de erosión, las pérdidas de suelo y las pérdidas de nutrientes disueltos en la escorrentía. El maíz con mantillo tuvo la menor pérdida de suelo (en comparación con la parcela forestal control), mientras que el maíz sin mantillo tuvo la mayor pérdida de suelo. Cubrir con mantillo redujo la erosión más de 90% y aumentó la producción del cultivo en comparación con las parcelas que únicamente tenían maíz. Las franjas de protección de pasto necesitan mayor evaluación debido a un establecimiento inicial inadecuado. Los autores recomiendan el uso de prácticas de bajo costo en combinación con la aplicación de mantillo para reducir la erosión.

Sistemas silvopastoriles / Manejo de animales de granja

Agouridis, C. T., Workman, S. R., Warner, R. C., y Jennings, G. D. (2007). Livestock grazing management impacts on stream water quality: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(3), 591-606.

Examina varios estudios sobre mejores prácticas de manejo para el ganado (BMP) y sus impactos en la calidad del agua de las zonas riparias de las regiones húmedas del sur de Estados Unidos (Alabama, Florida, Georgia, Kentucky, Luisiana, Mississippi, Carolina del Norte, Carolina del Sur, Tennessee, Virginia, Virginia Occidental). Muchos estudios documentan los impactos negativos del pastoreo en la salud de las corrientes de agua mientras que pocos examinan el éxito de las BMP en mitigar los efectos negativos. Veintinueve estudios de BMP observaron que estas prácticas efectivamente reducen los impactos del pastoreo en las corrientes de agua: 6 documentaron efectos en la calidad del agua debido a la implementación de las BMP, 14 evaluaron cambios geomorfológicos en las corrientes de agua, 6 observaron cambios en el hábitat. La mayor parte de la literatura examina el uso de cercos de exclusión

y las franjas de protección en las zonas riparias como mejores prácticas de manejo del ganado. Cinco estudios resumidos e incluidos en nuestra base de datos son: Sheffield et al. 1997, Lyons et al. 2000, Brannan et al. 2000, Edwards et al. 1997, Line et al. 2000 (ver abajo).

Boyer D.G. y Neel, J.P. (2010). Nitrate and fecal coliform concentration differences at the soil/bedrock interface in Appalachian silvopasture, pasture and forest. *Agroforestry Systems*, 79, 89-96.

En una granja de investigación operada por el Appalachian Farming Systems Research Center se estudiaron los efectos del pastoreo de borregos en un bosque deciduo, un pastizal convencional y un sistema silvopastoril. El pastizal convencional había sido establecido con anterioridad y estaba bien cubierto con pasto ovilla, pasto azul, y trébol blanco. El sistema silvopastoril se estableció cortando árboles en un bosque deciduo para permitir la entrada de luz en un 70-80% y plantando pasto ovilla. El bosque deciduo era principalmente de roble blanco con algo de álamo y arce azucarero. En los tres tratamientos se instalaron manómetros a distintas profundidades para coleccionar muestras de agua después de los eventos de tormenta. La concentración de nitrógeno inorgánico promedio fue similar entre los tres tratamientos y aunque la media geométrica de las bacterias coliformes fecales en las parcelas del sistema silvopastoril (18 CFU/100 mL) fue casi tres veces mayor que en el bosque (5.6 CFU/100 mL) o que en el pastizal convencional (7.5 CFU/100 mL) aún está muy por debajo del límite regulatorio de 200 CFU/100 mL.

Brannan, K.M., Mostaghimi, S., McClellan, P.W., y Inamdar, S. (2000). Animal waste BMP impacts on sediment and nutrient losses in runoff from the Owl Run Watershed. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 43(5), 1155-1166.

En la cuenca Owl Run de Virginia (con 1,153 hectáreas de granjas lecheras y un poco de producción de cultivos) se implementaron diversos tipos de mejores prácticas de manejo (BMP). Se compararon las condiciones anteriores a la implementación de las BMP (julio 1986 – julio 1989) a las condiciones posteriores (monitoreadas de julio 1989 a junio 1996). En 4 sitios se coleccionó la escorrentía superficial. En la estación A se coleccionó la escorrentía superficial de toda la cuenca, en la B de 45 hectáreas sin la implementación de BMP, en la C escorrentía agrícola para demostrar la efectividad de las BMP en las tierras de cultivo (462 hectáreas), y en D de 331 hectáreas de 5 granjas lecheras para demostrar la efectividad de las BMP de manejo de estiércol. Todas las muestras de escorrentía se obtuvieron a partir de eventos de tormenta. El objetivo fue medir el efecto de un sistema de múltiples BMP en la calidad de la cuenca: instalaciones de almacenamiento de estiércol, manejo de nutrientes basado en las necesidades del cultivo, cercos de exclusión a lo largo de las corrientes de agua, abrevaderos, cruces en la corriente de agua, cultivos de cobertura para el invierno, cultivos en franjas, cursos de agua empujados a lo largo de toda la cuenca. En comparación con antes de la implementación de las BMP en julio de 1989, las cargas y concentraciones de sedimento fueron 19 y 35% menores, las concentraciones de N soluble inorgánico se redujeron 62%, la concentración de N como nitrato 35%, las concentraciones de P particulado 78% y las concentraciones de P soluble 39%. La combinación de las BMP efectivamente mejoró la calidad de la cuenca.

Burt, C., Bachoon, D.S., Manoylov, K., y Smith, M. (2012). The impact of cattle best management practices on surface water nutrient faecal bacteria and algal dominance in the Lake Oconee watershed. *Water and Environment Journal*, 1-9.

La cuenca del lago Oconee en Georgia tiene una gran superficie cubierta por ganadería y avicultura y existe preocupación por parte de los pobladores debido a la contaminación fecal del lago y al crecimiento de algas provocado por el aumento de nitrógeno proveniente del estiércol. La mayoría de las granjas en esta cuenca practican una variedad de mejores prácticas de manejo (BMP) como el cercado de ganado y las franjas de protección en las zonas riparias, pero otras permiten el acceso no restringido del ganado

a los ríos o el lago. También hay arroyos en los que no se pastorea al ganado. Se monitoreó la calidad del agua a lo largo de 7 meses en diferentes localidades con las cuatro condiciones (cercado, franjas de protección, acceso no restringido y sin ganado), cuantificando las bacterias, nutrientes y algas. El reporte proporciona gráficas de barra para los resultados de la calidad del agua (bacterias y nutrientes) para estas localidades (sin acceso restringido – 2 localidades, franjas de protección – 2 localidades, cercado – 1 localidades, sin ganado – 3 localidades) para la primavera y dos veranos.

Byers, H.L., Cabrera, M.L., Matthews, M.K., Franklin, D.H., Andrae, J.G., Radcliffe, D.E., McCann M.A., Kuykendall, H.A., Hoveland, C.S., y Calvert, V.H. (2005). Phosphorus, sediment, Escherichia coli loads on unfenced streams of the Georgia Piedmont, USA. *Journal of Environmental Quality*, 34(6), 2293-2300.

Este estudio monitoreó parámetros de la calidad del agua en las corrientes de agua de dos pastizales en la Universidad de Georgia, comparando los resultados en presencia y ausencia de abrevaderos para el ganado. Cuando se establecieron abrevaderos como una fuente alternativa de agua el ganado únicamente pasó 7% del tiempo en la zona riparia, mientras que cuando los abrevaderos fueron cercados con una valla eléctrica el ganado se mantuvo 17% del tiempo en dicha zona. Las cargas de fósforo reactivo disuelto (g/día), de fósforo total (g/día) y de sólidos suspendidos totales (kg/día) en el caudal de base se redujo 80%, 50% y 97% respectivamente cuando el ganado tuvo acceso a los abrevaderos. La carga de *E. coli* en ausencia de abrevaderos fue de 1.2E+08 y de 1.3E+10 cuando los abrevaderos estaban disponibles al ganado. Instalar abrevaderos para el ganado puede mejorar la calidad del agua y puede ser una buena práctica de manejo cuando los costos no permiten cercar al ganado para restringir su acceso a la corriente de agua.

Chára, J. y Murgueitio, E. (2005). The role of silvopastoral systems in the rehabilitation of Andean stream habitats. *Livestock Research for Rural Development*, 17(2).
<http://www.lrrd.cipav.org.co/lrrd17/2/char17020.htm>

Tiene información cuantitativa sobre algunos estudios en Colombia que estudian las características físicas de la corriente de agua y los valores de la calidad del agua en cuencas con pastizales en presencia y ausencia de sistemas silvopastoriles. La mayor parte de la información es sobre un estudio que compara las áreas boscosas (clasificadas como de protección) con un pastizal aledaño sin modificaciones silvopastoriles. Este estudio encontró que todos los valores de calidad del agua y estabilidad de la corriente de agua eran mejores en el área boscosa. Se ofrece información sobre un estudio que compara las corrientes de agua en pastizales con corredores riparios restaurados con corrientes de agua sin restauración. Este estudio encontró una mayor abundancia de macroinvertebrados y una mejor calidad del hábitat para estos organismos en las corrientes con corredores restaurados.

Collins, R., McLeod, M., Hedley, M., Donnison, A., Close, M., Hanly, J., Horne, D., Ross, C., Davies-Colley, R., Bagshaw, C., y Matthews, L. (2007). Best management practices to mitigate faecal contamination by livestock of New Zealand waters. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 50, 267-278.

Este artículo resume los resultados del *Pathogen Transmission Routes Research Program* (programa de investigación de rutas de transmisión de patógenos) en Nueva Zelanda y recomienda el uso de mejores prácticas de manejo (BMP) para reducir la contaminación fecal en la escorrentía. La revisión incluye varias recomendaciones de BMP: evitar pastar en suelos pobremente drenados, cercar el ganado fuera de la corriente de agua, ofrecer fuentes alternativas de agua para alejar al ganado de la corriente de agua, usar franjas de amortiguamiento ripario, limitar la tasa de irrigación a la capacidad de suelo para infiltrar y rotar el ganado entre los potreros. No se ofrecen detalles como la escala temporal y la ubicación de los estudios que resumen. Buena discusión cualitativa pero poco detalle en las comparaciones cuantitativas de las prácticas de manejo.

Doran, J.W., y Linn, D.M. (1979). Bacteriological quality of runoff water from pastureland. *Applied and Environmental Microbiology*, 37(5), 985-991.

Este estudio compara la escorrentía de pastizales con y sin pastoreo de vacas y terneros en el US Meat Animal Research Center (Centro de investigación sobre carne de EU) en Clay Center, Nebraska de 1976 a 1978. Las concentraciones de bacterias en la escorrentía para el total de coliformes y estreptococos fecales fueron similares en los terrenos con y sin pastoreo. Los coliformes fecales en la escorrentía de los terrenos con pastoreo fueron entre 5 y 10 veces el de los terrenos sin pastoreo representando una tasa de remoción de aproximadamente 80%.

Edwards, D. R., Daniel, T. C., Scott, H. D., Murdoch, J. F., Habiger, M. J., y Burks, H. M. (1996). Stream quality impacts of best management practice in a northwestern Arkansas basin. *Journal of the American Water Resources Association*, 32(3), 499-509.

En 3,240 hectáreas de la cuenca del lago Lincoln en el noroeste de Arkansas (con 34% de bosque y 56% de pastizales) se implementaron las siguientes mejores prácticas de manejo: utilización de residuos, manejo de pastizales y tierras de cultivo de heno, compostaje de aves muertas y construcción de infraestructura para el almacenamiento de residuos. Entre 1991 y 1994 se colectaron muestras del flujo fluvial que representan las condiciones del caudal de base y se analizó su calidad. Las muestras se colectaron en dos tributarios principales del lago: Moores Creek y Beatty Branch. Moores Creek se monitoreó en tres localidades y Beatty Branch en dos. En cada tributario una de las localidades se ubicó lo más cerca posible al lago mientras que las otras localidades se ubicaron corriente arriba de los tributarios. Los análisis de regresión de las concentraciones del flujo fluvial muestran tendencias de disminución de NH₃-N (nitrógeno amoniacal) y TKN (nitrógeno Kjeldahl total), y la demanda química de oxígeno disminuyó significativamente con el tiempo en todas las subcuencas, mientras que todos los demás parámetros fueron estables. Los valores de TP (fósforo total) y TSS (total de sólidos suspendidos) mostraron tendencias a la baja únicamente en casos aislados.

Edwards, D.R., Daniel, T. C., Scott, H. D., Moore, Jr., P.A., Murdoch J.F., y Vendrell, P.F. (1997). Effect of BMP implementation on storm water flow quality of two northwestern Arkansas streams. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 40(5), 1311-1319.

En 3,240 hectáreas de la cuenca del lago Lincoln en el noroeste de Arkansas (con 34% de bosque y 56% de pastizales) se implementaron las siguientes mejores prácticas de manejo: utilización de residuos, manejo de pastizales y tierras de cultivo de heno, compostaje de aves muertas y construcción de infraestructura para el almacenamiento de residuos. De 1991 a 1994 se monitoreó la calidad del agua simultáneamente a la implementación de mejores prácticas de manejo en dos de los tributarios principales, cada uno de los cuales fue muestreado en una localidad próxima al lago. Se midieron las concentraciones químicas en la escorrentía de la tormenta y se encontró que en ambos sitios los valores de N, NH₃, TKN y COD tuvieron tendencias de disminución en el tiempo significativas. Posiblemente el manejo de nutrientes es responsable de estas tendencias.

Ibrahim, M., Schlonvoigt, A., Camargo, J. C., y Souza, M. (2001). Multi-strata silvipastoral systems for increasing productivity and conservation of natural resources in Central America. *Proceedings of the International Grassland Congress*.

<http://www.internationalgrasslands.org/files/igc/publications/2001/tema18-1.pdf>

Revisa el efecto de la silvicultura en la disponibilidad del agua, fertilidad del suelo, captura de carbono y conservación de la biodiversidad. Incluye mucha información sobre las condiciones y circunstancias en Centroamérica pero no aporta demasiada información sobre los resultados de la investigación cuantitativa. En términos generales concluyen que la silvicultura es una buena herramienta para mejorar todos estos servicios, pero que debe ser manejada de manera adecuada para maximizar sus beneficios.

Jones, A. (2000). Effects of cattle grazing on North American arid ecosystems: A quantitative review. *Western North American Naturalist*, 60(2), 155–164.

Una extensa revisión sobre la investigación que explora los distintos efectos que tiene el pastoreo de ganado en las regiones áridas del oeste de EU. Encuentran que en general las tres grandes categorías de variables (variables relacionadas con el suelo, con la vegetación y con la fauna) mostraron respuestas distintas a los efectos del pastoreo, y que las variables relacionadas con el suelo se ven particularmente afectadas negativamente por el pastoreo.

Kauffman, J. B. y Krueger, W. C. (1984). Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications: A review. *Journal of Range Management*, 37(5), 430-438.

Revisa los efectos que tiene el pastoreo de ganado sobre varias medidas hídricas incluyendo la erosión, escorrentía y tasas de infiltración. En esta revisión los resultados son especialmente diversos, incluso varios de los estudios citados no pueden demostrar los efectos perjudiciales del pastoreo. Al final del artículo se examinan varios métodos de manejo del ganado y de los corredores riparios (exclusión, esquemas alternativos de pastoreo, estructuras en la corriente de agua, etc.).

Knox, A.K., Tate, K.W., Dahlgren, R.A., y Atwill, E.R. (2007). Management reduces *E. coli* in irrigated pasture runoff. *California Agriculture*, 61(4), 159.

Se construyó un humedal de 0.2 hectáreas para recibir la escorrentía de irrigación proveniente de una granja ganadera de 4.8 hectáreas en California. El número de ganado va de 56 a 102 cabezas. El tiempo en que el agua permanece en el humedal varió de 40 a 120 minutos, y se observó una mayor tasa de remoción de *E. coli* en periodos mayores de permanencia del agua en el humedal. Asimismo, se modificaron los tiempos de pastoreo e irrigación para observar sus efectos y se encontró que cuando el pastoreo y la irrigación son simultáneos se encuentran mayores concentraciones de *E. coli* en la escorrentía. El nivel de entrada de *E. coli* al humedal osciló entre 420 y 157,800 cfu/100ml con una media de 5400 cfu/100ml, mientras que el nivel de salida varió de 10 a 74,600 cfu/100ml con una media de 1283 cfu/100ml.

Kundargi, D. (2005). Effects of bovine enclosure fencing on water quality and vegetative conditions, Bluewater Creek, New Mexico. Tesis presentada en la Universidad de Nuevo México.

Este estudio evaluó el efecto de la exclusión de ganado y la restauración de la vegetación riparia en las tierras áridas de Nuevo México. En 1947 el USDA adquirió terrenos con propiedad privada en el arroyo Bluewater Creek, los cuales habían sido degradados por la tala y el pastoreo de ganado bovino y vacuno. La restauración fue llevada a cabo en los años 80 y en 2003 incluyó la reforestación de un total de 5.9 km a lo largo de la corriente de agua. El estudio incluye comparaciones de la química del agua y las características vegetales en 3 secciones restauradas con exclusión de ganado (en una sección recientemente restaurada en 2003), 4 secciones degradadas con pastoreo y una sección de referencia (seleccionada como la primera sección restaurada en los años 80 puesto que no se tiene acceso a un sitio con vegetación prístina). El estudio no encontró diferencias significativas en los parámetros de calidad del agua (turbidez, oxígeno disuelto, nitratos, conductividad, temperatura y coliformes fecales) entre los sitios degradados, de referencia y restaurados en el arroyo Bluewater Creek. Para explicar la ausencia de diferencias significativas, el autor plantea las siguientes hipótesis: 1) no hubo suficiente tiempo desde la restauración para que se dieran cambios en la calidad del agua, 2) el transporte de contaminantes a la zona restaurada desde las zonas localizadas corriente arriba, así como la incapacidad de separar con precisión los efectos de los tratamientos.

Lewis, D.J., Atwill, E.R., Lennox, M.S., Pereira, M., Miller, W.A., Conrad, P.A., y Tate, K.W. (2010). Management of microbial contamination in storm runoff from California coastal dairy pastures. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1782-1789.

Los investigadores estudiaron la cantidad de bacterias fecales coliformes (BFC) en la escorrentía durante eventos de tormenta proveniente de los efluentes de los pastizales de granjas lecheras en 34 sitios de estudio durante dos años. Este es un estudio observacional que compara la aplicación de distintas prácticas de manejo de abono que ya existía en las diferentes granjas: sin manejo, franjas de protección de pasto o vegetación, y lapso temporal entre la aplicación del abono y el evento de tormenta. El abono de las granjas lecheras es colectado en lagunas primarias y secundarias y es usado más tarde para la irrigación de los cultivos de pastura durante la primavera, principios del verano y otoño. Las BFC en la escorrentía se redujeron 2.7% por metro de franjas de protección de pasto o vegetación, con una remoción acumulada de 24% para una franja de protección de 10 metros. Las BFC se redujeron 90% cuando la aplicación de abono fue de por lo menos 2 semanas antes de la lluvia. Los investigadores también encontraron que la pendiente de las colinas y el mantenimiento de las franjas de protección pueden afectar la efectividad de esta práctica. El momento de la irrigación con los efluentes de la granja lechera y el uso de franjas de protección pueden reducir la contaminación con BFC de los cursos de agua que reciben la escorrentía.

Line, D. (2003). Changes in a stream's physical and biological conditions following livestock exclusion. *American Society of Agricultural Engineers*, 46(2), 287-293.
<http://www.pcpw.tamu.edu/docs/lshs/end-notes/changes%20in%20a%20stream's%20physical%20and%20biological%20conditio-1545513227/changes%20in%20a%20stream's%20physical%20and%20biological%20conditions%20following%20livestock%20exclusion.pdf>

En una pequeña corriente de drenaje de un pastizal de vacas lecheras en Carolina del Norte (con 56.7 hectáreas) se tomaron al azar muestras semanales antes y después de la instalación de cercos de exclusión de ganado y la plantación de árboles a tres metros del margen de la corriente. El pastizal fue dividido en una región corriente arriba y una región corriente abajo (el sitio D era una estación de monitoreo corriente arriba y el sitio E era una estación de monitoreo corriente abajo). Los niveles de coliformes y enterococos fecales en muestras de 2.25 años antes de la instalación de los cercos fueron 300% mayores en la estación de monitoreo corriente abajo en comparación con la estación corriente arriba. Sin embargo, después de que se instaló el cerco, los niveles disminuyeron a 65.9 y 57% respectivamente, en el área donde el ganado había sido excluido corriente abajo. La disminución de la turbidez y los niveles de sedimentos suspendidos antes y después del cercado del ganado son significativamente diferentes cuando se comparan los sitios corriente arriba y corriente abajo (cambio porcentual en la disminución después del cercado). Se instaló una fuente de agua alternativa en ambos pastizales, pero no se encontraron diferencias significativas en el sitio de monitoreo corriente arriba después de la instalación. De este modo, contar con una fuente de suministro de agua alternativa para el ganado sin cercar no mejoró la calidad del agua en el pastizal corriente arriba.

Line, D. E., Harman, W. A., Jennings, G. D., Thompson, E. J., y Osmond, D. L. (2000). Nonpoint-source pollutant load reductions associated with livestock exclusion. *Journal of Environmental Quality*, 29(6), 1882-1890.

Este estudio forma parte del programa nacional de monitoreo del Long Creek 319 en donde se evalúan una variedad de mejores prácticas de manejo (BMP). En una franja de 335 m de corredor ripario que se localiza a lo largo de una corriente de agua que corre a través de un pastizal en Carolina del Norte, los científicos evaluaron los efectos previos y posteriores que tiene excluir al ganado vacuno lechero y plantar árboles a 3 metros del margen de la corriente. La cuenca fue dividida en pastizal superior e inferior y se instaló una fuente alterna de agua en cada pastizal. En el pastizal con exclusión (pastizal inferior),

los análisis después de 81 semanas sin exclusión y 137 semanas con exclusión mostraron reducciones de 33%, 78%, 76%, y 82% en las concentraciones semanales de NO₂, NO₃, nitrógeno Kjeldahl total, fósforo total y cargas de sedimento respectivamente. Todas las reducciones fueron significativas excepto por el nitrato y nitrito. Sin embargo, para el caso de la fuente alternativa de agua no se encontraron diferencias significativas en la disminución de la descarga, NO₂ y NO₃, total de sedimentos suspendidos, total de sólidos y el aumento en el nitrógeno Kjeldahl total por lo que esta práctica de manejo por sí sola puede no ser suficiente para mejorar la calidad del agua.

Lyons, J., Weigel, B. M., Paine, L. K., y Undersander, D. J. (2000). Influence of intensive rotational grazing on bank erosion, fish habitat quality, and fish communities in southwestern Wisconsin trout streams. *Journal of Soil and Water Conservation*, 55(3), 271-276.

Las franjas de protección con vegetación riparia pueden mejorar las condiciones de las corrientes de agua sujetas a los efectos del pastoreo de ganado, pero pueden ser costosas para los ganaderos. Es por ello que en Wisconsin los ganaderos compararon los efectos de tratamientos con pastoreo continuo, pastoreo rotacional intensivo, franjas de amortiguamiento de pasto y franjas de amortiguamiento con plantas leñosas a lo largo de 23 corrientes de agua que son hábitat para las truchas. Con un monitoreo entre 1996 y 1997, y después de considerar los efectos de la cuenca, el estudio muestra que las estaciones con pastoreo rotacional intensivo o con franjas de amortiguamiento con pasto tuvieron menor erosión de los márgenes y menor sustrato fino en el canal de la corriente de agua adyacente. Las estaciones con pastoreo continuo tuvieron significativamente más erosión y en combinación con las franjas de amortiguamiento con plantas leñosas también tuvieron más sustratos.

Macklin K. (2011). Effectiveness of best management practices on cattle farms in Central Amherst County. Department of Environmental Studies, Sweet Briar College.

Este artículo revisa los efectos de las franjas de amortiguamiento ripario y exclusión de ganado en Amherst, Virginia. Es un estudio observacional basado en la evaluación de la calidad del agua y las condiciones de la corriente de agua en 3 sitios donde el ganado ha sido excluido por 3 a 6 años, 2 sitios donde el ganado no se ha excluido, y un sitio donde no había ganado en la subcuenca. Las observaciones incluyeron los siguientes parámetros de calidad del agua: nitrógeno total, fósforo total, turbidez, coliformes totales y *E. coli*. Asimismo se llevó a cabo una evaluación de la condición de la corriente de agua para cuantificar los impactos del ganado en la pendiente de las planicies aluviales usando métodos de observación. Además, se evaluó la calidad del hábitat utilizando el método de bioevaluación rápida de la agencia de protección ambiental de los EU (*Environmental Protection Agency*). Los resultados de la bioevaluación indican que el sitio donde se implementaron las mejores prácticas de manejo con el mayor tiempo de implementación tuvo valores similares que el sitio sin ganado considerado como el “óptimo”, los otros dos sitios con mejores prácticas de manejo fueron evaluadas como “marginales” y los dos sitios donde el ganado no fue excluido fueron evaluados como “subóptimo” y “marginal” respectivamente. En promedio las mejores prácticas de manejo mejoraron los conteos de total de coliformes y *E. coli* en 22 y 87% respectivamente. No se discute nada acerca del suministro de fuentes alternas de agua para el ganado. La implementación de cercas para la exclusión de ganado y de las franjas de amortiguamiento mejoró la calidad del agua, previno la erosión de los márgenes de la corriente y aumentó la biota en comparación con los sitios donde no se restringió la entrada del ganado a la corriente de agua.

Meals, D.W. y Braun, D.C. (2006). Demonstration of methods to reduce *E. coli* runoff from dairy manure application sites. *Journal of Environmental Quality*. 35, 1088-1100.

Los investigadores revisaron las cantidades de *E. coli* en abono viejo de ganado vacuno lechero para evaluar la reducción de estas bacterias debido a su mortandad. El abono de una granja lechera en Vermont fue transportado y almacenado por periodos de 30 o 90 días antes de su aplicación en campos de cultivo de maíz y de heno. La mortalidad de *E. coli* debido al proceso de envejecimiento disminuyó

significativamente los conteos de esta bacteria (prueba t, $P < 0.001$) en el abono líquido, indicando que el almacenamiento del abono antes a su distribución en el campo de cultivo podría reducir enormemente la cantidad de *E. coli* en la aplicación de fertilizante y por lo tanto disminuir su presencia en la escorrentía. El abono fresco (< 3 días) tuvo conteos de *E. coli* que van de 326,500 a 753,500 organismos/g de abono líquido de vaca lechera. Después de 30 días de almacenamiento la mortalidad de *E. coli* redujo los conteos a un rango de entre 8600 y 14500 organismos/g (98.4%) y después de 90 días a un rango de entre 100 y 1000 organismos/g (99.8%). La tasa constante de mortalidad (k) para *E. coli* varió de 0.028 a 0.072 día⁻¹. Este estudio también investigó si la incorporación de abono dentro del suelo versus dejándolo en su superficie hace una diferencia en las concentraciones de *E. coli* en la escorrentía de un evento simulado de lluvia. La tasa de aplicación de abono en parcelas de maíz fue de 58.9 m³/ha. Se simuló la lluvia un día después de la aplicación del abono y se midió la concentración de *E. coli* en la escorrentía. Se hicieron distintas comparaciones con 1 y 3 días de retardo en la lluvia y con la aplicación de abono con distintas edades. Para la aplicación de abono con 30 días y la simulación de lluvia después de un día, el abono que no fue incorporado al suelo tenía una concentración media de *E. coli* en la escorrentía de 52,900 #/100 mL, mientras que la escorrentía del suelo con abono incorporado en el suelo tuvo concentraciones de *E. coli* de 12,100 #/100 ml, representando una reducción de 77% debida a la incorporación del abono dentro del suelo. Sin embargo, otros periodos de tiempo no mostraron resultados equivalentes y en términos generales no se observaron diferencias significativas entre la incorporación y la no incorporación del abono al suelo, aun así la reducción de la carga de microorganismos fue posible debido a la disminución en la escorrentía. Asimismo, se observó una reducción de 50% en las concentraciones de *E. coli* en la escorrentía cuando la lluvia se simulaba por tres días después de la aplicación del abono en vez de solamente un día. En conclusión, la edad del abono previo a su aplicación en el campo de cultivo y su incorporación al suelo son dos prácticas que presentan un enorme potencial para reducir las concentraciones de *E. coli* en la escorrentía.

Miller, J. J., et al. (2010). Influence of streambank fencing on the environmental quality of cattle-excluded pastures. *Journal of Environmental Quality*, 39(3), 991-1000.

En el río Lower Little Bow en el sur de Alberta, Canadá se instaló un cercado a lo largo de los márgenes de la corriente de agua para excluir al ganado del pastizal (lo que provoca que el pastizal actúe como una franja de amortiguamiento) y poderlo comparar con un pastizal sujeto a pastoreo a lo largo de la corriente de agua. De 2005 a 2007 se simuló lluvia, se midió y muestreó la escorrentía y se analizó la calidad del agua en dichas muestras. Bajo la exclusión de ganado a través del cercado de los márgenes de la corriente, la profundidad de la escorrentía superficial se redujo 21-32% en los tres años y las cargas de fracciones de N total se redujeron 21-52% (en 2006-2007) lo cual sugiere que el pastizal cercado tuvo la función de una franja de amortiguamiento para las variables de la escorrentía. La turbidez, total de sólidos suspendidos y algunas fracciones de N y P no se mejoraron o únicamente mejoraron por un solo año. En general, el cercado de los márgenes de la corriente mejoró algunas de las variables de la cuenca.

Nair, V.D., Nair, P.K., Kalmbacher, R.S., y Ezenwa, I.V. (2007). Reducing nutrient loss from farms through silvopastoral practices in coarse-textured soils of Florida. *U.S. Ecological Engineering*, 29, 192-199.

Este estudio de la pérdida de nutrientes en tres esquemas silvopastoriles evalúa la concentración de nitrato, amonio y fósforo soluble en agua en el perfil de suelo a varias profundidades y proporciona información acerca de los patrones de uso de nutrientes en paisajes con y sin árboles. Un pastizal fue cubierto únicamente con pasto bahía (pastizal sin árboles), un segundo pastizal con pasto bahía y pinos ellioti (sistema silvopastoril) y el tercero con plantas nativas y pinos (sistema silvopastoril nativo). A una profundidad del suelo de 75-100m (el perfil de suelo más profundo que fue medido) la diferencia porcentual en el fósforo soluble en agua entre el pastizal sin árboles y el sistema silvopastoril y el silvopastoril nativo fue de -78% y -26% respectivamente. Una mayor remoción de fósforo ocurre con

el sistema de raíces más profundo en comparación con el pasto. La misma relación se observó para las concentraciones de nitrato en el pastizal sin árboles en comparación con los sistemas silvopastoril y silvopastoril nativo con valores de 10% y -9% respectivamente. Los cambios en el amonio se forman con otros compuestos de nitrógeno a través de la actividad microbiana del suelo, lo que dificulta las comparaciones. Con base en estos resultados, las prácticas silvopastoriles pueden mejorar la retención de nutrientes en comparación con los pastizales solo con pasto y puede reducir el transporte de nutrientes a la superficie y al agua superficial.

Owens, L. B., Edwards, W. M., y Van Keuren, R. W. (1996). Sediment losses from a pastured watershed before and after stream fencing. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(1), 90-94.

Cerca de Coshocton, Ohio se pastoreó por un año una cuenca con pastizales no mejorados y sin la aplicación de fertilizantes. Se dio acceso a un rebaño de reses para engorda a toda el área de estudio en la cuenca (incluyendo la pequeña corriente de agua). La pérdida de sedimento a lo largo de la corriente de agua fue medida en la base de la cuenca. Después de 7 años de esta práctica de manejo, se cercó la corriente de agua y las zonas arboladas en sus orillas de modo tal que el ganado no tuviese acceso. Durante los siguientes 5 años, con el ganado excluido de la corriente de agua, la concentración anual de sedimento disminuyó más de 50% y la cantidad de pérdida de suelo disminuyó en 40%. Aun cuando los promedios de precipitación anual fueron similares en cada uno de los periodos de manejo, la pérdida de suelo anual promedio se redujo de 2.5 a 1.4 Mg/ha.

Sheffield, R.E., Mostaghimi, S., Vaughan, D.H., Collins, E.R., y Allen, V.G. (1997). Off-stream water sources of grazing cattle as a stream bank stabilization and water quality BMP. *American Society of Agricultural Engineers*, 40(3), 595-604.

Este estudio evaluó la efectividad que tiene ofrecer abrevaderos como fuentes de agua alternas para el ganado en dos ranchos de ganado bovino en Virginia. Las vacas escogieron beber del abrevadero el 92% del tiempo y disminuyeron su actividad total en la corriente de agua en 51%. Este cambio provocó una reducción de la erosión del margen de la corriente de agua de 77%, una reducción en el total de sedimentos suspendidos de 90% y una reducción del nitrógeno total y fósforo total de 54% y 81% respectivamente. Los coliformes totales se redujeron en 82%. El periodo relativamente corto de este estudio (14 meses) no es suficiente para poder determinar contundentemente que el efecto observado se debe a la incorporación de los abrevaderos.

Sovell, L. A., et al. (2000). Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of southeastern Minnesota, USA streams. *Environmental Management*, 26(6), 629-641.

Este estudio mide los efectos que tiene el manejo de la vegetación riparia sobre la calidad de la corriente de agua a lo largo de cinco corrientes en el sureste de Minnesota. Se evaluó el impacto del pastoreo rotacional y pastoreo continuo en la calidad del agua, así como la efectividad de distintos tipos de franjas de amortiguamiento. Para tres corrientes de agua se usó un diseño longitudinal y para dos se usó un diseño de cuencas pareadas. Las comparaciones entre el pastoreo rotacional y el continuo se realizaron usando un diseño longitudinal a lo largo de una de las corrientes de agua estudiadas y en las cuencas pareadas. En las otras dos corrientes de agua con diseño longitudinal se probaron los tratamientos de manejo de franjas de amortiguamiento ripario, las cuales consistieron en árboles cercados, pasto cercado, o bien áreas con pastoreo rotacional sin cercar. Solamente los coliformes fecales y la turbidez tuvieron diferencias consistentes entre los usos de suelo y las condiciones de amortiguamiento. Los coliformes fecales y la turbidez fueron consistentemente más altos en los sitios con pastoreo continuo que en aquellos con pastoreo rotacional. Generalmente la turbidez promedio fue más baja en los sitios con

franjas de amortiguamiento con pasto que aquellas con árboles. Los resultados sugieren que el pastoreo rotacional previene la degradación de la corriente de agua y que son necesarios más estudios sobre los tipos de franjas de amortiguamiento.

Sullivan, T.J., Moore, J.A., Thomas, D.R., Mallery, E., Snyder, K.U., Wustenberg, J., Mackey, S.D., Moore, D.L. (2007). Efficacy of vegetated buffers in preventing transport of fecal coliform bacteria from pasturelands. *Environmental Management*, 40, 958-965.

En una ladera se dispersó abono bovino sobre franjas de vegetación y se midieron los coliformes fecales en la escorrentía después de un evento de tormenta. En un total de 17 celdas de tratamiento, cada una de 14m de ancho por 30 m de largo a lo largo de la pendiente de una ladera (4% a 7% grados de pendiente), se plantaron franjas de vegetación de distintos anchos (0, 1, 3, 8, 15, 30 m) con plantas nativas. Antes de cada evento de precipitación se dispersó en la ladera el abono fresco proveniente de una granja lechera cercana. Se colectó la escorrentía cada 24 horas después del evento de lluvia por debajo de la zona de amortiguamiento. Gran parte del agua de la tormenta se infiltró al suelo y no pudo ser medida, es decir que únicamente se colectó la escorrentía que corrió sobre las franjas de amortiguamiento. En las parcelas con 0 m de amortiguamiento se colectaron altas concentraciones de bacterias coliformes fecales (BCF) con un promedio de 16,500 cfu/ 100mL. Las parcelas con franjas de vegetación tuvieron concentraciones de coliformes fecales mucho más bajas, con promedios de 6 cfu/ 100mL. Mientras que el 90% de las muestras de la parcela sin franja de vegetación tuvieron más de 200 cfu/ 100mL de BCF, únicamente el 26% de las muestras colectadas de las celdas con franjas de vegetación tuvieron más de 200 cfu/ 100mL de BCF. El desempeño para la remoción de BCF de las franjas con vegetación varió entre tormentas, y no se observó una relación entre el tamaño de la franja de amortiguamiento y la eficiencia de remoción de BCF. Otros estudios han encontrado que el tamaño de la franja de amortiguamiento tiene un efecto sobre la remoción de las BCF, pero estos estudios se desarrollaron en terrenos irrigados mientras que en éste se estudió la escorrentía de tormenta.

Sunohara, M. D., et al. (2012). Impact of riparian zone protection from cattle on nutrient, bacteria, f-coliphage, and loading of an intermittent stream. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1301-1314.

incluye datos cuantitativos

El estudio se realizó en una cuenca de 285 hectáreas en Ontario, Canadá. Entre 2005 y 2009 se compararon dos pastizales; uno ubicado corriente arriba con una superficie de 1.8 hectáreas, sujeto a un tratamiento de restricción de acceso del ganado usando una franja de amortiguamiento en la zona riparia de 3 a 5 m de ancho (pastizal RCA); el otro ubicado corriente abajo con una superficie de 4.8 hectáreas, sin restricción de acceso del ganado a la corriente de agua (pastizal URCA). El caudal fue categorizado de acuerdo con las condiciones del flujo como “sin flujo”, “flujo bajo”, “flujo alto” y “todo el flujo” (este último incluye a las categorías de flujo bajo y flujo alto juntas). Las mayores reducciones en la carga de contaminantes estuvieron exclusivamente asociadas con la restricción de acceso al ganado. Para el pastizal RCA el 88% de los valores de las medias de los índices de reducción en las cargas de contaminantes (LRI) fueron positivos (i.e. hubo una reducción) mientras que para el pastizal URCA únicamente el 38% de este índice fue positivo. Bajo las condiciones de “todo el flujo” las medias del LRI para el pastizal RCA fueron significativamente mayores que aquellas del pastizal URCA para los siguientes contaminantes: nitrógeno amoniacal, fósforo disuelto reactivo, coliformes totales, *E. coli* y enterococos. Las medias del LRIs fueron significativamente más altas en condiciones de “flujo alto” para el fósforo reactivo, coliformes totales, y enterococos. Para las condiciones de “flujo bajo”, los LRI fueron significativamente mayores en el pastizal RCA para el fósforo reactivo disuelto, fósforo total, coliformes

totales, coliformes fecales y enterococos. En el pastizal RCA hubo una menor reducción de los parásitos que en el pastizal URCA, debido posiblemente a que en el pastizal RCA incluía hábitat para la vida silvestre.

U.S. EPA (2010). Water recreation use restored in alpine waterbody. US EPA Office of Water, Section 319 Nonpoint Source Program Success Story. EPA 841-F-10-001U.

En los sitios de monitoreo de las corrientes de agua Upper Truckee River y Big Meadow Creek los niveles de coliformes fecales rebasan las normas de calidad del agua (media logarítmica de 20 unidades de coliformes fecales (cfu) / 100 ml en un periodo de 30 días y sin muestras mayores a 40 cfu/100 ml). Esto llevó a la junta regional de control de calidad del agua de Lahontan (*Lahontan Regional Water Quality Control Board*) a enlistar estas corrientes de agua bajo la sección 303(d) del Clean Water Act. Después de una década de intentos por mitigar los efectos del pastoreo usando mejores prácticas de manejo, incluyendo el cercado para la exclusión de ganado, la revegetación de la corriente y el uso de telas para el control de la erosión, en 1999 se prohibió el pastoreo en estas cuencas. La unidad de manejo del Lago Tahoe (USFS-LTBMU) determinó en 1999 que no era posible desarrollar una estrategia de pastoreo viable para proteger los estándares de la calidad del agua del estado de California y prohibió el ganado en la zona. La remoción del ganado permitió la recuperación de los arroyos así como alcanzar los objetivos de calidad del agua. En el 2010 estos sitios fueron removidos de la sección 303(d).

U.S. EPA (2009). Applying agriculture best management practices reduces bacteria. US EPA Office of Water, Section 319 Nonpoint Source Program Success Story. EPA 841-F-09-001V.

La corriente de agua Broxton Creek en Georgia contiene niveles de coliformes fecales que rebasan los estándares de calidad de agua para permitir la pesca por lo que un segmento de seis millas (9.6 km) fue enlistado como deteriorado bajo la sección 303 (d) del Clean Water Act. El consejo para la conservación y desarrollo de la región (*Seven Rivers Resource Conservation and Development Council*) junto con los propietarios locales trabajaron para mejorar la actividad ganadera y avícola instalando mejores prácticas de manejo (BMP) que mitigaran la calidad del agua. Las BMP instaladas tuvieron un costo total de \$69,000 y consistieron en restaurar la zona riparia, plantar vegetación, estabilizar la pendiente, construir gallineros y sistemas de manejo de residuos, y proporcionar fuentes alternas de agua potable para el ganado (abrevaderos). En febrero de 1994 el valor de la media geométrica de los coliformes fecales del Broxton Creek alcanzó 5386 cfu / 100ml y para febrero del 2003 bajó hasta 30 cfu/100ml. Este logro permitió a la división de protección ambiental de Georgia (Environmental Protection Division) remover este arroyo de la lista estatal de cuerpos de agua deteriorados, designándolo como un sitio seguro para la pesca.

Nota: hay muchos estudios similares en el sitio web de la agencia de protección ambiental (EPA-Environmental Protection Agency), sin embargo los costos de la implementación son muy altos. Asimismo, no se detallan por separado los cambios que son producto de una práctica específica lo que dificulta examinar de manera individual enfoques para reducir los costos.

Wilcock R.J., Betteridge, K., Shearmand, D., Fowles, C.R., Scarsbrook, M.R., Thorrold, B.S., y Costall, D. (2012). Riparian protection and on-farm best management practices for restoration of a lowland stream in an intensive dairy farming catchment: a case study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43, 808-818.

El principal uso de suelo en la cuenca del río Wioikura en Nueva Zelanda es el ganadero (granjas lecheras) lo que provoca serios problemas en la calidad del agua. En noviembre de 2003 el consejo regional Taranaki (*Taranaki Regional Council*) se reunió y se acercó a los 17 granjeros de la cuenca, alentándolos a plantar en las zonas riparias y cercar a lo largo de la corriente de agua para protegerla y mejorar la calidad del agua. Se estimaba que para antes del año 2001 el 40% de la corriente de agua

estaba ya protegida. En 2008 se protegieron 5 km más como resultado de este esfuerzo, protegiendo así el 61% de la corriente de agua. Este estudio a largo plazo mostró las mejorías en la calidad del agua con relación a los sedimentos, turbidez y E. coli, sin embargo encontraron mayores concentraciones de nitrógeno. Esto se debió probablemente al aumento en el uso de fertilizantes. Además, durante el periodo del estudio (2001-2008) hubo un aumento del 21% en la producción lechera. Se logró una reducción del 25% en la producción de efluentes en tambo a través de la conversión del almacenamiento en estanques a un sistema de irrigación. Inicialmente los efluentes en tambo eran desechados a partir de 8 estanques, 6 sistemas de irrigación y 3 sistemas mixtos (estanques + irrigación). Para el año 2008 esto cambió a 6 estanques, 10 sistemas de irrigación y 1 mixto.

Williamson, R. B., Smith, C., & Cooper, A. B. (1996). Watershed riparian management and its benefits to a eutrophic lake. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 122(1), 24-32.

Cerca del lago eutrófico Rotorua en la cuenca Ngongotaha de Nueva Zelanda se midieron las concentraciones de sedimento y nutrientes antes y después de la implementación de medidas de exclusión. El ganado bovino, ovino y ciervos fueron excluidos de los márgenes de la mayoría de las corrientes de agua, las laderas propensas a la erosión y los fragmentos de bosque nativo. La carga de sedimento se redujo 85%, la de fósforo particulado 27%, la de fósforo soluble 26%, la de nitrógeno particulado 40% y el nitrógeno disuelto aumentó en 26%. Extrapolado a toda la cuenca del lago Rotorua los investigadores predicen que las cargas de fósforo total se redujeron 20%. Estas medidas pueden ayudar a cambiar el lago de eutrófico a mesotrófico.

Franjas de amortiguamiento

Broadmeadow, S. y Nisbet, T.R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: A literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(3), 286-305.

Artículo de revisión sobre la efectividad de las franjas de amortiguamiento en las zonas riparias para remover el sedimento, controlar la erosión, proteger la calidad del agua, regular la sombra y la temperatura, mantener la diversidad estructural e integridad ecológica del hábitat y mejorar la calidad del paisaje. El estudio se concentra en el ancho de la franja así como en la estructura de la vegetación y selección de especies. Aporta mucha más información cualitativa que cuantitativa.

Carline, R. F. y Walsh, M. C. (2007). Responses to riparian restoration in the Spring Creek Watershed, central Pennsylvania. *Restoration Ecology*, 15(4), 731-742.

Para evaluar si las franjas de amortiguamiento angostas son capaces de mejorar el funcionamiento de la corriente de agua en términos de la reducción de la carga de sedimento y erosión de los márgenes, se establecieron y probaron los siguientes tratamientos en dos corrientes con pastoreo de ganado: franjas de amortiguamiento de 3 y 4 m de ancho, estabilización de los márgenes de la corriente de agua y cruces con rocas. Las dos corrientes de agua con tratamiento (Cedar Run y Slab Cabin Run) así como la corriente de agua usada como referencia, en la cual no había pastoreo en la zona riparia (Spring Creek), fueron monitoreadas antes del establecimiento de las franjas de amortiguamiento (1991-1992) y entre 3 a 5 años después (2001-2003), evaluando la morfología del canal, la composición del sustrato de la corriente, sedimentos suspendidos y comunidades de macroinvertebrados. No se plantó nada en las franjas de amortiguamiento sino que toda la vegetación colonizó de manera natural esta zona. La vegetación en el margen de la corriente aumentó de 50% o menos a 100% en casi todas las franjas de amortiguamiento que fueron pastoreadas con anterioridad. La proporción de sedimentos finos en el sustrato de la corriente disminuyeron en Cedar Run pero no en Slab Cabin Run. Después del tratamiento en la zona riparia, los sedimentos suspendidos durante el caudal de base y el caudal

originado por una tormenta disminuyó entre 47 y 87% en ambas corrientes de agua. En ninguna de las corrientes tratadas mejoró la diversidad de macroinvertebrados después de la restauración, sin embargo en comparación con Spring Creek, en las dos corrientes con tratamiento aumentó la densidad de macroinvertebrados.

Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H.C. B., y Kronvang, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1942–1955.

Revisión extensiva sobre estudios que examinan la retención de fósforo en varias franjas de amortiguamiento ripario y zonas de humedal. Examinan cómo diferentes trayectorias del flujo de la corriente en la franja de amortiguamiento afectan los mecanismos de retención de fósforo: (i) una trayectoria difusa con aguas subterráneas fluyendo a través del acuífero ripario, (ii) una trayectoria superficial a lo largo de la franja de amortiguamiento riparia con agua proveniente de los campos agrícolas adyacentes, (iii) irrigación de la franja de amortiguamiento con agua entubada proveniente de los campos agrícolas, en donde la tubería desconectada irriga a la franja de amortiguamiento ripario y, (iv) inundación de la franja de amortiguamiento (planicie aluvial) con el agua del río por periodos cortos o largos. Los resultados se expresan tanto en kg P/ha/año como en % de la carga de P retenida. Variedad de resultados. Parece centrarse en Dinamarca.

Mayer, P.M., Reynolds, Jr., S.K., McCutchen, M.D., y Canfield, T.J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1172-1180.

Con el fin de identificar relaciones entre la efectividad en la remoción de nitrógeno y el ancho de la franja de amortiguamiento y entre la trayectoria del flujo y la cobertura vegetal, este estudio analiza los datos de 89 franjas de amortiguamiento individuales publicados en 45 estudios que contienen información acerca de franjas de amortiguamiento y concentración de nitrógeno en corrientes de agua y aguas subterráneas. Definen a las franjas de amortiguamiento ripario como la zona de vegetación adyacente a arroyos, ríos o humedales. Examinan el porcentaje de efectividad al remover el nitrógeno así como la masa absoluta de NO₃- removida. Encuentran que para las dos medidas las franjas de amortiguamiento anchas (>50m) remueven más consistentemente porciones significativas del nitrógeno que entra en la zona riparia que las franjas de amortiguamiento más estrechas (0-25m).

McKergow, L. A., et al. (2003). Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, *Western Australia. Journal of Hydrology*, 270(3), 253-272.

En una cuenca agrícola de 6km² cerca de Albany, Australia occidental, entre 1991 y 2000 se colectaron datos sobre el flujo fluvial y la concentración de nutrientes y sedimentos en una zona riparia corriente abajo en la que en 1996 se cercó un tramo de 1.7 km, se plantó eucaliptos y se manejó independientemente para que el ganado quedase excluido. Las concentraciones de sedimentos suspendidos bajaron significativamente después de que se estableció la franja de amortiguamiento con el promedio de la concentración media del evento (EMC) disminuyendo de 147 a 9.9 mg/L. El fósforo ya no fue transferido como sedimento sino más bien como fósforo reactivo filtrable, el cual aumentó 60%, es decir que las concentraciones medias de fósforo reactivo filtrable aumentaron de 0.18 a 0.3 mg/L. Los cambios en el N total no fueron claros, con concentraciones de N total significativas en el caudal alto pero con poco cambio en las cargas o en la concentración media del evento. Los resultados demuestran los beneficios del manejo ripario en reducir la erosión de los márgenes de la corriente, pero sugieren que en cuencas con suelos arenosos y baja absorción de P, pueden haber limitaciones en la efectividad de las franjas de amortiguamiento para reducir el transporte de P y N.

McKergow, L. A., et al. (2006). Performance of grass and eucalyptus riparian buffers in a pasture catchment, Western Australia, part 2: Water quality. *Hydrological Processes*, 20(11), 2327-2346.

Este estudio compara el desempeño de las franjas de amortiguamiento de 10 m de ancho con regeneración de pasto y con *Eucalyptus globulus*. Por tres años se monitoreó la calidad del agua superficial y subterránea. El transporte de nutrientes y sedimentos estuvo dominado por el flujo subterráneo (horizonte B) lo que puede limitar la efectividad de las franjas de amortiguamiento. La trayectoria del flujo subterráneo del horizonte B transporta cargas de contaminantes por lo menos tres veces mayores que la escorrentía superficial. La eficiencia de la franja de amortiguamiento para detener los contaminantes varió de un evento a otro y entre distintos años. La franja de amortiguamiento con pasto redujo entre 50% y 60% el fósforo total, fósforo reactivo filtrable, nitrógeno total y cargas de sedimentos suspendidos de la escorrentía superficial. La franja de amortiguamiento con *E. globulus* fue menos efectiva y la reducción en la carga total de sedimentos en la escorrentía superficial varió de entre 10 y 40%. Una diferencia clave entre las franjas de pasto y de *E. globulus* es la estacionalidad en el transporte de sedimentos y nutrientes. La escorrentía superficial, y por lo tanto el transporte de nutrientes y sedimento, se presentó a lo largo del año en la franja de *E. globulus* pero únicamente en el invierno para la franja de pasto. Este estudio demuestra que las franjas de amortiguamiento con pasto y *E. globulus* que reciben la escorrentía producto de la lluvia desde los pastizales pueden reducir la carga de sedimento y nutrientes de la escorrentía superficial.

Meals, D. W. (2001). Water quality response to riparian restoration in an agricultural watershed in Vermont, USA. *Water Science & Technology*, 43(5), 175-182.

Desde 1994, bajo un diseño de cuencas pareadas, se monitorearon las cuencas de tratamiento y control (de 1,422 y 954 hectáreas) en la vertiente del Río Missiquoi del Lago Champlain en Vermont, EU (la región con más agricultura de la cuenca). En ambas cuencas la producción agrícola se destina principalmente a la producción de pasto para el ganado. Un periodo de calibración de 1994 a 1997 permitió a los investigadores elaborar inventarios de referencia y relaciones de calibración. En 1997, en la cuenca de tratamiento se excluyó el ganado de algunas secciones de la corriente de agua, se protegió la zona riparia y se llevaron a cabo proyectos de restauración de la zona riparia. Se logró una fuerte calibración estadística entre las cuencas control y tratamiento. En el primer año después del tratamiento se alcanzó una reducción del 25% del fósforo total, 46% de reducción de *E. coli*, 52% de reducción de coliformes fecales, 51% de reducción de estreptococos fecales y una reducción de 42% en la exportación de fósforo total (comparando ambas cuencas y con base en la relación de calibración). Estos primeros datos sugieren una reducción significativa en el fósforo y bacterias debido al tratamiento.

Osborne, L. L., y Kovacic, D.A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29(2), 243-258.

Este artículo incluye una revisión bibliográfica sobre las franjas de amortiguamiento ripario y al mismo tiempo investiga el efecto y utilidad de las franjas de amortiguamiento con vegetación para la restauración de la corriente de agua.

- Las franjas de amortiguamiento con cobertura forestal pueden reducir la radiación solar y minimizar las fluctuaciones en la temperatura del agua de la corriente (Burton y Likens 1973, Karr y Schlosser 1977, Feller 1981). En Norteamérica, franjas con un ancho de entre 10 y 30 m puede mantener estable la temperatura de la corriente de agua.
- El cuadro 2 en la página 246 describe el efecto de las franjas de amortiguamiento en la carga de sedimento, sugiriendo que franjas de amortiguamiento estrechas con vegetación que mantienen flujos laminares poco profundos pueden proteger a la corriente de agua de cargas excesivas de de sedimentos.

- En el cuadro 3, página 247 se revisa la eficiencia de las franjas de amortiguamiento con cobertura forestal o con pasto para remover el N en forma de nitrato y el P del agua superficial o subterránea.

El estudio se realizó en un tramo de 1 km en un río del sureste de Illinois, el cual fue dividido en una zona agrícola corriente arriba y tres zonas adyacentes: una zona riparia compuesta por cultivos en línea, un bosque ripario y una franja de amortiguamiento con pasto. Se examinó el efecto de los tratamientos en la zona riparia sobre las concentraciones de N en forma de nitrato, fósforo disuelto y fósforo total. Ambas franjas de amortiguamiento, con bosque ripario y con pasto, redujeron hasta en 90% las concentraciones de N en el agua subterránea poco profunda, sin embargo anualmente las franjas con cobertura forestal fueron más efectivas que el pasto en reducir el N. Por su parte las franjas forestales fueron menos eficientes en retener el fósforo disuelto y total que las franjas con pasto.

Parajuli, P.B., Mankin, K.R., y Barnes, P.L. (2008). Applicability of targeting vegetative filter strips to abate fecal bacteria and sediment yield using SWAT. *Agricultural Water Management*, 95, 1189-1200.

Este estudio evalúa la remoción de coliformes fecales y de sedimento por las franjas de amortiguamiento con vegetación usando el modelo SWAT para determinar la reducción en la carga a escala de la cuenca. Compara las tasas de remoción proyectadas cuando la ubicación de las franjas de amortiguamiento es seleccionada con base en los sitios que se consideran más eficaces en contraste con las tasas de remoción cuando los sitios son seleccionados aleatoriamente. Al seleccionar los sitios más eficaces para ubicar las franjas de amortiguamiento se podrían mejorar las tasas de remoción para toda la cuenca. Cuando la ubicación de las franjas fue en 50% de los sitios potenciales, se estimó una remoción de coliformes fecales de 60% en comparación con el 42% de remoción cuando la ubicación fue seleccionada aleatoriamente. La remoción de sedimento fue de 62% en los sitios más eficaces y 50% en los sitios seleccionados al azar. Al ubicar estratégicamente las franjas de amortiguamiento a escala de la cuenca en los sitios donde pueden tener un mayor efecto, la remoción de sedimentos y bacterias puede ser mejorada en comparación con la ubicación al azar de estas mejores prácticas de manejo.

Polyakov, V., Fares, A., y Ryder, M.H. (2005). Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Review*, 13, 129-144.

Revisión de la efectividad de las franjas de amortiguamiento para la retención de sedimento, fósforo y nitrógeno. Su objetivo es probar que las franjas de amortiguamiento que son diseñadas de acuerdo con las características específicas del sitio donde serán implementadas (franjas de precisión) son mejores porque manejan la variabilidad espacial y utilizan diferentes procesos de protección en distintas áreas. Al final del artículo se discute un poco los análisis de costo-beneficio, pero no se incluyen resultados cuantitativos en esa sección.

Salemi, L.F., Groppo, J. D., Trevisan, R., de Moraes, J. M., de Paula Lima, W., y Martinelli, L.A. (2012). Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *Journal of Hydrology*, 195-202.

Este es un artículo de revisión que examina los efectos de la vegetación riparia en el rendimiento hídrico. El artículo está dividido en dos tipos de estudios, cuencas anidadas y cuencas pareadas. En los cuadros 1 y 1a, páginas 199 y 200, se puede encontrar un resumen de las conclusiones. En general, el resultado de eliminar la vegetación riparia es una reducción en las fluctuaciones diurnas en el flujo fluvial y aguas subterráneas, aumentando a su vez el rendimiento hídrico diario en un promedio de 1.32 mm al día. Suponiendo una relación lineal entre el área tratada y el rendimiento hídrico, Salemi et al. (2012) encontraron un aumento de 62 +/- 35 mm por año para el bosque ripario plantado o regenerado.

Asimismo, la diferencia que existe entre una variación nula o significativa en el aumento del rendimiento hídrico puede estar relacionado con el tamaño de la zona riparia en relación con el tamaño de la cuenca (Rich y Gottfried 1976).

- Cuencas anidadas
 - » La remoción en ambos lados de la corriente de una franja de 37 m de la vegetación riparia compuesta por árboles exóticos invasores (3.98 hectáreas o 4% de la cuenca) tuvo como resultado un aumento de 12 m³ al día por hectáreas desmontada, o bien un aumento de 13% en el flujo fluvial (Prinsloo y Scott 1999).
 - » Dye y Poulter (1995) encontraron un aumento de 12.2 m³ al día en el flujo fluvial después de remover árboles exóticos invasores.
 - » Dunford y Fletcher (1947) encontraron que la remoción de la vegetación de los márgenes causó en un promedio de 10 días una ganancia en el rendimiento hídrico de 0.8mm al día. La pérdida de vegetación fue de 1.07 hectáreas, o 12% de la cuenca.
- Cuencas pareadas
 - » Dunford y Fletcher (1947): se removió la vegetación en 1.07 hectáreas (12%) de la cuenca y se observó una disminución sustancial en las fluctuaciones diurnas durante la época de cosecha. Johnson y Kovern (1954) encontraron que este aumento fue de 3.8 a 19%, con ganancias diarias promedio de 10.3-13.6 m³ para los días secos.
 - » Wicht (1941) en Sudáfrica encontró que entre 0.8 y 42% del rendimiento hídrico anual es usado en la época seca por la vegetación del margen de la corriente.
 - » Prinsloo y Scott (1999) encontraron un aumento de 1.05 mm al día en el flujo fluvial después de desmontar 16.2% de una cuenca en Sudáfrica.
 - » En un experimento en California, Rowe (1963) encontró un aumento de 352 mm en el rendimiento hídrico durante la época seca después de que 6.1 hectáreas de vegetación riparia fueran eliminadas.
 - » Ingebo (1971) encontró que la eliminación del chaparral que cubría los lados del canal de la corriente, el cual cubría el 15% de la cuenca, llevó a un aumento de 16 y 25 mm anuales en el flujo fluvial en dos años consecutivos.
 - » Rich y Gottfried (1976) encontraron que cortar el 0.6% del área basal total en la cuenca no aumentó el rendimiento hídrico.
 - » Smith (1992) examinó el efecto de plantar árboles en la zona riparia sobre el rendimiento hídrico en Nueva Zelanda. La zona plantada representó el 20% de la cuenca y el autor encontró que después de 2 años de observación y con pinos con edades de 8 y 10 años la disminución en el flujo fluvial osciló entre 93 y 104 mm al año.
 - » Scott y Lesh (1996) encontraron que remover la vegetación riparia en Sudáfrica resultó en un aumento de 9% del flujo fluvial en el primer año.

Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J. D., Standley, L. J., Hession, W. C., y Horwitz, R.J. (2004). Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101, 14132-14137.

Estudio realizado en Norteamérica de 16 corrientes de agua pareadas, con y sin cobertura forestal, realizado por un año. El objetivo era demostrar los efectos de la deforestación de la zona riparia. Se estudió la absorción de nutrientes (NH₃ y PO₄), pesticidas (atrazina, linuron, dursban y metoxicloro),

materia orgánica disuelta, metabolismo de la corriente de agua y diversidad y abundancia de peces. Las corrientes de agua con cubierta forestal eran más anchas y en promedio tenían menor velocidad del flujo. La absorción de amonio en los tramos con cobertura forestal fue mayor que en los tramos deforestados, pero no hubo tal efecto en la absorción de fósforo.

Thompson, R., y Parkinson, S. (2011). Assessing the local effects of riparian restoration on urban streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45, 625-636.

Se examinó el efecto de la restauración riparia en la comunidad de invertebrados de corrientes de agua urbanas en Melbourne, Australia. En tres corrientes de agua urbanas se muestrearon dos tramos: un área de vegetación riparia y un área con poca cobertura de vegetación riparia. Todas las reforestaciones tenían por lo menos 15 años. Los resultados muestran que el ancho del canal y del margen de la corriente son menos variables en los tramos con cobertura forestal en las tres corrientes de agua. Además, la entrada de humus fue mayor en los tramos con cobertura forestal. No se encontró diferencia en la biomasa de clorofila entre los tramos cubiertos y abiertos, sin embargo, la biomasa de invertebrados fue mayor en los tramos abiertos. En general los tramos con cobertura forestal tuvieron mayor diversidad de taxa de invertebrados asociados con los recursos alóctonos, mientras que los tramos abiertos tuvieron más taxa utilizando recursos autóctonos.

Weigelhofer, G., Fuchsberger, J., Teuffl, B., Welti, N., y Hein, T. (2011). Effects of riparian forest buffers on in-stream nutrient retention in agricultural catchments. *Journal of Environmental Quality*, 41, 373-379.

Este estudio realizado en Australia examina el grado con que las franjas de amortiguamiento pueden afectar la retención de nutrientes dentro de la corriente. Se seleccionaron cuatro corrientes de agua con franjas de amortiguamiento de por lo menos 300m. Cada uno de estos tramos fue comparado con una sección degradada de la misma corriente de agua. Para comparar la retención de nutrientes se usó la adición de nutrientes a corto plazo. Los coeficientes de almacenamiento transitorio no variaron entre las franjas de amortiguamiento con cobertura forestal y los tramos degradados. Sin embargo, las franjas boscosas tuvieron mayores valores en el parámetro de la proporción entre el área de almacenamiento transitorio y la sección transversal de la corriente. Asimismo, el tiempo de retención de amonio fue menor en las franjas de amortiguamiento con cobertura forestal en comparación con los tramos degradados. La retención de fosfato no varió entre los sitios pareados. En general, las franjas de amortiguamiento con cobertura boscosa tuvieron un impacto significativo en la retención hídrica. El aumento general en el almacenamiento transitorio puede estar ayudando a la retención de nutrientes.

Wenger, S. (1999). *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent, and vegetation*. Reporte para Office of Public Service & Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia.

Una revisión extensiva de más de 140 artículos y libros sobre la efectividad de las franjas de amortiguamiento con relación a la retención de sedimento, control de la erosión, retención de fósforo, nitrógeno y otros contaminantes. Bastante enfocada en el ancho de la franja, pero también se examina la extensión y cobertura vegetal. Al final del artículo hay una breve exploración de otros factores que afectan los ambientes acuáticos.

Reforestación/Aforestación

Amazonas, N.T., Martinelli, L. A., de Cássia Piccolo, M., y Rodrigues, R. R. (2011). Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. *Forest Ecology and Management*, 262, 1551-1557.

<http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/prodizados/artigos/2011femv262n8p1551-1557.pdf>

Estudio realizado en el estado de Sao Paulo en donde se compara un bosque natural protegido con un bosque mixto secundario de 21 años de edad y uno de 52 años de edad. Ambos bosques secundarios fueron el resultado de revegetación asistida después de que estas zonas se habían deforestado para la agricultura. Se midieron una serie de parámetros relacionados con el nitrógeno en el suelo y en el follaje, así como la humedad en la superficie del suelo en los tres tipos de bosque. Los valores de nitrógeno-15, contenido de N, proporción N:P, nitrógeno inorgánico, y tasas de mineralización y nitrificación neta fueron todos mayores entre más viejo el bosque. Los resultados indican que después de 52 años no se ha logrado recuperar el ciclo de nitrógeno en los bosques restaurados, pero muestran que los bosques están siguiendo una trayectoria que es caracterizada por una intensidad del ciclo de N que se asemeja a aquella de un bosque maduro del mismo tipo de bosque. Restaurar los bosques estudiados con una alta diversidad de especies y con un predominio de árboles nativos promueve potencialmente la recuperación del ciclo de N conforme las comunidades se van restaurando.

Buytaert, W., Iñiguez, V., y De Bièvre, B. (2007). The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management*, 251, 22–30.

Se estudia el impacto de la aforestación con *Pinus patula* (especie representativa de las plantaciones de pino que normalmente se desarrollan en el área para mejorar la viabilidad económica del pastizal de páramo) en el rendimiento hídrico, y se compara con la práctica más común de pastoreo intensivo y cultivo de papa en cuatro microcuencas en la vertiente del río Paute en el sur de Ecuador. Dos cuencas están cubiertas con pastizales naturales, una con bosque de pino, la otra es drenada y está sujeta parcialmente a pastoreo intensivo y está parcialmente cultivada con papas. Los resultados indican que la aforestación con *P. patula* reduce el rendimiento hídrico en alrededor 50% o en promedio 242 mm anuales. El rendimiento hídrico de la cuenca cultivada es muy similar al de las cuencas naturales, pero el análisis de las curvas de duración del caudal sugiere una respuesta más rápida y una pérdida del caudal de base.

Farley, K. A., Jobbagy, E. G., y Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11, 1565–1576.

Examinan los datos de escorrentía de regiones aforestadas en las que previamente había una cobertura del suelo con pastizales naturales o matorral (conversión de pastizal natural a plantación forestal). La mayor parte de los datos provienen de estudios de cuencas pareadas en las que se compara el flujo fluvial de las cuencas con pastizal o matorral con el de las cuencas aforestadas aledañas. Se estudian los cambios de diversas variables incluyendo el tipo de vegetación original, la edad de la plantación y la precipitación media anual. Encuentran que la aforestación de los pastizales y matorrales resulta típicamente en una pérdida promedio de un tercio a tres cuartos del flujo fluvial.

Harden, C. P. y Mathews, L. (2000). Rainfall response of degraded soil following reforestation in the Copper Basin, Tennessee, USA. *Environmental Management*, 26(2), 163–174.

Para determinar la efectividad de más de 50 años de esfuerzos de reforestación, se compararon la infiltración de la lluvia, desprendimiento de sedimentos y materia orgánica del suelo de sitios reforestados, sitios sin vegetación y sitios de referencia con cobertura forestal fuera de la cuenca. Se realizaron experimentos de simulación de lluvia en 54 sitios a lo largo de la cuenca Copper, incluyendo: 11 sitios en la zona 1, sin reforestar, predominantemente sin vegetación en el momento del estudio; 11 sitios en la zona 2, con suelos desnudos y reforestados en 1985-1995 (periodo del estudio); 11 sitios en la zona 3, con suelos desnudos y reforestados en 1971-1986; 10 sitios en la zona 4, con suelos desnudos y reforestados en la década de los años 30 y 40; y 11 sitios en la zona 5, con cobertura forestal (por lo menos desde 1941) ubicados fuera de la cuenca y que fueron usados como sitios de referencia. Encontraron que los “bosques” nuevos tienen significativamente más erosión, menos materia orgánica y menos infiltración que el bosque con más de 50 años de edad.

Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., y Murdiyarsa, D. (2007). **The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis.** *Forest Ecology and Management*, 251, 45–51.

incluye datos cuantitativos

Revisión de cuatro estudios, incluyendo 14 experimentos comparativos, que abordan varios tratamientos de aforestación (dos estudios; ocho experimentos) o agroforestería (dos estudios; seis experimentos) en terrenos que solían ser cultivados. El bosque se define de manera amplia como cualquier área con árboles con más de 10% de cobertura de la copa (FAO, 1998). “Aforestación” se refiere a la plantación en terrenos abiertos que han estado sin cobertura forestal como resultado de un uso agrícola prolongado, o bien por una reforestación fallida por replantación activa o por una sucesión secundaria natural retrasada. Esto incluye pasturas, pastizales (con y sin barbecho) y cultivos permanentes. Se usaron todos los tipos de métodos para medir la capacidad de infiltración y la conductividad de la superficie del suelo (0-10 cm) en estado estacionario saturado y se reportó el tipo de método usado. El resultado general del metaanálisis fue que en promedio la capacidad de infiltración incrementó aproximadamente tres veces después de la aforestación o de plantar árboles en los terrenos agrícolas (intervalo de confianza de 95%: 2.4 – 4.7).

Leopold, A. C., Andrus, R., Finkeldey, A., y Knowles, D. (2001). **Attempting restoration of wet tropical forests in Costa Rica.** *Forest Ecology and Management*, 142, 243-249.

En 1992, la Iniciativa Forestal Tropical (*Tropical Forestry Initiative*), un grupo sin fines de lucro constituido por 7 personas muy preocupadas por el agotamiento de los recursos en los bosques tropicales, compró un terreno de 5 hectáreas en el suroeste de Costa Rica para intentar una restauración a pequeña escala cuyo fin era replicar la distribución, diversidad y complejidad de especies del bosque nativo (a diferencia de los esfuerzos de restauración con monocultivos que son comunes en ese país). El terreno había sido deforestado en los años 50 y fue usado como pastizal por 45 años. Más o menos la mitad del terreno tenía pastizal y en la otra mitad crecía matorral. Se colectaron semillas de 7 especies de frondosas nativas, se germinaron en semilleros y se transfirieron al suelo en bolsas de plástico (10 -25 cm). Después de tres meses en el vivero, cuando las plántulas llegaban hasta la rodilla, aproximadamente 5000 de ellas fueron plantadas en el pastizal como bosques mixtos. Los árboles jóvenes se plantaron en los pastizales abiertos a distancias de aproximadamente 3 m por 3 m. Las plantaciones de enriquecimiento en las zonas cubiertas parcialmente con matorral se distanciaron aproximadamente cada 4m o más. En los siguientes 5 años las plantaciones mixtas se expandieron con 3000 o 5000 árboles cada año, y la variedad de especies plantadas se aumentó para incluir un total de 41 especies. Se tomaron mediciones anuales del número de árboles que sobrevivieron, su altura promedio, crecimiento anual, y diámetro a la altura del pecho. En 1997 se establecieron parcelas para medir los cambios en la complejidad de especies lo que mostró que en promedio un 46% del suelo estaba cubierto por especies de matorral y por árboles.

Leopold, A. C., y Salazar, J. (2008). **Understory species richness during restoration of wet tropical forest in Costa Rica.** *Ecological Restoration*, 26, 1.

Es un seguimiento al esfuerzo de reforestación del año 2001. Salazar midió y comparó el número y la diversidad de especies de plantas de sotobosque encontradas en: 1) plantaciones de bosques mixtos (Leopold et al 2001), 2) plantaciones aledañas con monocultivos de árboles, 3) rodales con vegetación secundaria que no fueron plantados ni manejados y, 4) remanentes de bosque primario aledaños. Únicamente se aportan los datos para las parcelas de las plantaciones de bosques mixtos y bosque primario. El conteo de especies de sotobosque va de 88 a 113 especies. Las mediciones de la distribución de especies muestran una predominancia de las especies leñosas (54-63%), seguido de las herbáceas y enredaderas (13-20%). Las familias más abundantes fueron la Fabaceae (36 especies), Melastomataceae

(27 especies), Rubiaceae y Euphorbiaceae (17 especies cada una). Las medidas de diversidad y distribución de especies fueron ambas similares a las parcelas de bosque primario (no se realizaron análisis estadísticos).

Mapa, R. B. (1995). Effect of reforestation using *Tectona grandis* on infiltration and soil water retention. *Forest Ecology and Management*, 77, 119-125.

**incluye datos cuantitativos **

Se midieron las tasas de infiltración y retención del agua en estado estacionario a varias presiones de succión, así como una variedad de parámetros de capacidad del suelo y el agua (i.e. punto de marchitamiento permanente) en 3 parches deforestados hace 50 años, a decir, un área que ha sido activamente reforestada con teca y que actualmente está protegido, un área que está siendo cultivada con maíz y un área que ha sido abandonada y que se ha cubierto de pastos (no se sabe si nativos). Los tres parches tienen el mismo tipo de suelo, el cual es un tipo de arcilla roja. El área reforestada tuvo un mejor desempeño que el cultivo de maíz o el pastizal en todos los parámetros. Los suelos del cultivo y pastizal no mostraron una diferencia significativa en la infiltración o retención del agua.

Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Nave, A. G., Aronson, J., Barreto, T. E., Vidal, C. Y., y Brancalion, P. H. S. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261, 1605–1613.

Estudio realizado en el estado de Sao Paulo en el que se examina la efectividad de diferentes técnicas de reforestación sobre distintos tipos y cantidad de degradación. Se evaluaron un total de 32 proyectos en curso, que cubren una superficie de 527,982 hectáreas en grandes fincas de caña de azúcar y en pequeñas fincas mixtas y se desarrollaron 6 técnicas de restauración diferentes para ayudar a maximizar el esfuerzo de mantener y restaurar la biodiversidad y aumentar el flujo de los servicios ecosistémicos. Por mucho, el mejor método de restauración tanto para las grandes fincas azucareras (76%) como para las pequeñas fincas mixtas (92.4%) son las plantaciones de especies nativas de árboles cubriendo toda el área, particularmente en vista de la baja resiliencia de los sitios estudiados, la poca cobertura forestal y alta fragmentación que limitan el potencial de una restauración autogénica. Aunque en este estudio no se midieron los efectos hidrológicos, este es un proyecto en curso y los autores están conscientes de la importancia de los factores hídricos. Actualizaciones de este estudio, el trabajo que actualmente se realiza y publicaciones futuras pueden ser encontradas en <http://www.lerf.esalq.usp.br/>.

Zhou, G.Y., Morris, J.D., Yan, J.H., Yu, Z.Y., y Peng, S.L. (2002). Hydrological impacts of reforestation with eucalyptus and indigenous species: A case study in southern China. *Forest Ecology and Management*, 167(1–3), 209-222.

** incluye datos cuantitativos**

Estudio de 10 años que examina una cuenca con plantación de eucaliptos, una cuenca reforestada con bosque mixto (pero que comenzó con una especie pionera invasora), y una cuenca con suelo desnudo en una región subtropical del sur de China. En las tres cuencas se midió (sin réplicas) el clima, traslocación, flujo fluvial, escorrentía, erosión del suelo, humedad del suelo, profundidad de la capa freática, crecimiento de los árboles, biomasa del humus y cobertura del sotobosque. La cuenca con eucaliptos tenía una sección con una capa de humus de sotobosque ya que se encontraba protegida contra la extracción de leña para combustible, sin embargo la mayor parte del suelo estaba desnudo. La erosión del suelo en la cuenca con suelo desnudo fue mayor que la erosión de las cuencas con cobertura vegetal y su escorrentía superficial tenía una mayor proporción de sedimentos gruesos. El contenido de humedad del suelo fue mayor el suelo desnudo y no mostró una tendencia a largo plazo en las cuencas con vegetación.

La profundidad del manto freático fue en promedio de 30 cm más profundo debajo del bosque mixto y 80 cm más profundo debajo del bosque de eucalipto en comparación con el terreno con suelo desnudo. La escorrentía fue mayor en el suelo desnudo, seguido del suelo con eucalipto y del bosque mixto.

Recuperación del bosque (Restauración pasiva)

Gonzalez-Iturbe, J.A., Olmsted, I., y Tun-Dzul, F. (2002). Tropical dry forest recovery after long term Henequen (sisal, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation. *Forest Ecology and Management*, 167, 67-82.

Estudio sobre la recuperación no asistida después del abandono de una plantación de henequén en la Península de Yucatán en México. Se compararon una serie de medidas de biodiversidad de especies de plantas entre plantaciones de henequén que fueron abandonadas hace aproximadamente 10 años y posteriormente quemadas para ser usadas como potreros para el ganado, plantaciones que fueron abandonadas hace aproximadamente 15 años y que no fueron quemados o talados y áreas que han tenido bosque nativo por lo menos por 50 años. Encontraron que la diversidad de especies, riqueza y parámetros estructurales fueron distintos entre los estados sucesionales temprano e intermedio después del abandono del cultivo de henequén.

Hassler, S.K. et al. (2011). Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. *Forest Ecology and Management*, 261, 1634–1642.

Se comparó la conductividad hidráulica saturada (Ks) en el centro de muestras tomadas a dos profundidades suelo (0-6 cm y 6-12 cm) en un potrero activo (P), un bosque secundario de 5-8 años (SF5), un bosque secundario con 12-15 años (SF12) y un bosque secundario con más de 100 años (SF100). En la profundidad de 0-6 cm pudo detectarse la recuperación del Ks después de 12 años de sucesión secundaria; P y SF5 tuvieron valores similares de Ks, pero fueron significativamente diferentes ($\alpha=0.05$) que los valores en SF12 y SF100 los que a su vez fueron indistinguibles entre sí. En la profundidad de 6-12 cm el valor de Ks no mostró diferencias entre las clases de cobertura del suelo. Solamente los valores de Ks de la capa más superficial fueron afectados por los cambios en el uso del suelo.

Restauración de las corrientes de agua y humedales

Bukaveckas, P.A. (2007). Effects of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. *Environmental Science & Technology*, 41, 1570-1576.

En Kentucky se midió la velocidad del agua, almacenamiento transitorio y la absorción de nutrientes en una corriente de agua canalizada, antes y después de la restauración de un segmento de 1 km de largo. Se realizaron experimentos de inyección sobre una variedad de condiciones de caudales y temperaturas. Los datos post-restauración fueron colectados 1 a 2 años después de la restauración. El almacenamiento transitorio casi no fue afectado excepto en las zonas donde se crearon remansos. La velocidad del agua no cambió considerablemente, sin embargo el canal restaurado tuvo velocidades más bajas. El aumento en la absorción de nutrientes pudo deberse a la reducción en la velocidad del agua, aun cuando la velocidad del agua no fue significativamente distinta debido a la alta variación entre los sitios.

Kaushal, S.S., Groffman, P.M., Mayer, P.M., Stritz, E. y Gold, A. (2008). Effects of stream restoration on denitrification in an urbanizing watershed. *Ecological Applications*, 18(3), 789-804. http://palmerlab.umd.edu/restoration_course_docs/2008resources/Kaushal_et_al_2008.pdf

Con el fin de entender los efectos de la urbanización sobre la eutrofización de las corrientes de agua, se compararon y midieron las tasas de desnitrificación de un segmento de una corriente de agua con un segmento no restaurado en Maryland. La corriente fue restaurada en 1998-1999 y en 2003-2005 se tomaron mediciones de la superficie del agua. Las tasas promedio de desnitrificación fueron mayores en el tramo restaurado con valores de $77.4 \pm 12.6 \mu\text{g N/kg/día}$ en comparación con $34.8 \pm 8.0 \mu\text{g N/kg/día}$ para el tramo no restaurado. Asimismo, el nitrato del agua subterránea y de la corriente de agua fue significativamente menor en el tramo restaurado que en el tramo no restaurado. En general la eficiencia de la restauración de la corriente y la reconexión de los canales de la corriente con la planicie de inundación puede variar considerablemente, pero usualmente estas actividades pueden aumentar las tasas de desnitrificación.

Lepori, F., Palm, D. y Malmqvist, B. (2005). Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology*, 43, 228-238. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2004.00965.x/full>

En Suecia se compararon, por pares, corrientes de agua que fueron restauradas contra corrientes de agua que fueron canalizadas. Las corrientes de agua fueron restauradas removiendo las paredes de piedra, reemplazando los peñascos, ampliando el canal y disminuyendo la velocidad. Con relación a la tasa de descomposición de las partículas gruesas de materia orgánica, en 6 de 7 pares la pérdida de masa fue menor en los sitios restaurados pero la diferencia no fue significativa ($p=0.197$). En cuanto a las partículas gruesas de materia orgánica retenidas, los sitios restaurados en promedio retuvieron dos veces más que los sitios canalizados (68% vs 30%), $p<0.001$.

Melesse, A.M., Nangia, V., Wang, X. y McClain, M. (2007). Wetland restoration response analysis using MODIS and groundwater data. *Sensors*, 7, 1916-1933.

Evaluación de la efectividad de un esfuerzo de restauración a largo plazo en la cuenca del río Kissimmee. A lo largo de toda la cuenca se examinaron la cobertura fraccional, el flujo de calor latente (no incluido en la base de datos) y los niveles de agua subterránea. Las mediciones se tomaron desde el 2000 hasta el 2004. En algunas áreas a lo largo del río Kissimmee la cobertura fraccional aumentó en 2002 y en 2004 cuando se compararon con el 2000, indicando una respuesta a la restauración de la planicie de inundación. El análisis de los datos del nivel del agua subterránea en ocho pozos de monitoreo mostraron que el nivel mensual promedio se aumentó en 20 cm entre 2000 y 2004 y en 34 cm entre 2000 y 2003. Tomando en cuenta la cantidad de lluvia, esta es una observación válida y razonable.

Pederson, T.C.M., Baattrup-Pedersen, A. y Madsen, T. V. (2006). Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology*, 51, 161-179.

Se seleccionaron 30 tramos de corrientes de agua en Dinamarca, cada uno de una corriente distinta, 10 en estado natural, 10 canalizados y 10 eran canales que habían sido canalizados y que fueron restaurados entre 3 y 12 años antes. No se encontraron diferencias significativas en los parámetros relacionados con el tamaño como anchura, profundidad y caudal. Se usó una clasificación difusa para todos los parámetros fisicoquímicos. No encontraron diferencias estadísticamente significativas en los valores de N total, NO₃-N, P total, ortofosfato, C total o pH. También se estudiaron la diversidad en la composición de especies de plantas. No encontraron que el tiempo de recuperación afectara los parámetros a nivel de comunidad, pero sí encontraron una amplia variación en la composición de especies en los tramos pertenecientes al grupo de análisis restaurados/referencia. La corrección de Bonferroni hizo que fuera difícil encontrar una significancia estadística.

Purcell, A. H., Friedrich, C. , y Resh, V.H. (2002). An assessment of a small urban stream restoration project in northern California. *Restoration Ecology*, 10, 685-694.

En el norte de California se restauró un tramo de 70 m de una corriente de agua urbana y se comparó con una sección no restaurada y con una sección restaurada hace 12 años. El objetivo de la restauración fue restaurar la sinuosidad y la vegetación riparia removiendo una alcantarilla subterránea en esa sección de la corriente. Se crearon pozas escalonadas y se plantaron sauces a lo largo de los márgenes. Para evaluar el hábitat se usaron los protocolos rápidos de evaluación de la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (*U.S. Environmental Protection Agency*). Se monitorearon los macroinvertebrados bentónicos y la riqueza de taxa fue mayor en el tramo restaurado, el EPT (la proporción de individuos presentes que son sensibles a la contaminación) también fue mayor en la corriente de agua restaurada. Igualmente, si bien el depósito de sedimentos no varió entre las corrientes de agua restaurada y no restaurada, la estabilidad de los márgenes sí fue mayor en la corriente de agua restaurada (los resultados se pueden ver con más detalle en los cuadros 3 y 4). En el sitio restaurado ha ocurrido una recolonización post-restauración desde el sitio corriente arriba de tres años, y actualmente la riqueza de macroinvertebrados es similar al arroyo restaurado hace 12 años.

Richardson, C. J., Flanagan, N. E., Ho, M., y Pahl, J.W. (2011). Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape. *Ecological Engineering*, 37, 25–39.

incluye datos cuantitativos

Para reconectar hidrológicamente una corriente de agua con la planicie aluvial adyacente se usó un enfoque integral, permitiendo la transformación biogeoquímica natural del humedal ripario y con ello mejorando la calidad del agua a partir de una mayor conexión entre la corriente de agua y el humedal, así como una mejor remoción de los nutrientes. Cuatro años después de la restauración los sitios de referencia bajo y alto en la planicie aluvial riparia presentaban una hidrología del humedal funcional y la calidad del agua había mejorado en varios parámetros, incluyendo coliformes fecales y concentraciones de nitrógeno y fósforo. Asimismo se redujeron tanto los pulsos de agua como la erosión corriente abajo.

Roni, P. T., Beechie, J., Bilby, R. E., Leonetti, F.E., Polloc, M. M. y Press, G. R. (2002). A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management*, 22, 1-20.

incluye datos cuantitativos

Esta es una revisión de diferentes técnicas de restauración y el efecto que tienen en mejorar el hábitat de los peces en el noroeste del Pacífico. El aspecto más relevante de este artículo es el cuadro 6 en el cual, para distintas acciones de restauración, se enlistan los tiempos de respuesta típica, su duración y la probabilidad de éxito para mejorar el hábitat de los peces.

Metaanálisis de restauración

Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Díaz, A., y Block, J. M. (2009). *Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. Science*, 325, 28.

Metaanálisis de 89 publicaciones científicas que evalúan los resultados de las acciones de restauración llevadas a cabo en una variedad de ecosistemas en todos los continentes, excepto Antártica. En estos estudios los ecosistemas habían sido degradados a través de una gran variedad de procesos. Las acciones de restauración generalmente incluyeron: el cese de las acciones que provocan la degradación (restauración pasiva), extirpación de las especies perjudiciales (incluyendo especies no nativas), remoción de nutrientes, siembra de herbáceas o gramíneas, siembra de árboles, restablecimiento de la quema, reintroducción de herbívoros o carnívoros, remodelación de la topografía y modificaciones al suelo (para unir o diluir contaminantes o restaurar la fertilidad). El análisis se restringió a aquellos estudios que

comparan en la misma evaluación ecosistemas restaurados (rest), de referencia (ref) y degradados (deg). Los resultados indican que, a lo largo de toda la base de datos, los valores para los servicios de soporte y de regulación y para la biodiversidad fueron mayores en los sistemas restaurados que en los sistemas degradados (coeficiente de respuesta > 0) pero menores que en los sistemas de referencia (coeficiente < 0). No se observaron efectos de la restauración en los servicios de provisión, sin embargo el tamaño de muestra para este tipo de servicio fue pequeño. Los datos indican que los servicios de soporte, los cuales sirven de base para los servicios de provisión, fueron restaurados más efectivamente que los otros tipos de servicios. En los sistemas degradados la mediana de los coeficientes de respuesta de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (los tres combinados) fueron únicamente del 51% y 59%, respectivamente, del valor de la mediana del coeficiente para los sitios de referencia. La mediana de los coeficientes de respuesta para los sitios restaurados fue substancialmente mayor que la mediana de los sistemas degradados, con valores de 144% para la biodiversidad y 125% para los servicios ecosistémicos. Sin embargo, los sistemas restaurados no fueron completamente rehabilitados ya que las medianas de los coeficientes de respuesta para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos combinados representaron el 86 y 80% de los del sistema de referencia respectivamente.

Postel, S. L. y Thompson, Jr., B. H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98–108.

Revisión de proyectos de protección y restauración en todo el mundo, incluyendo varios proyectos en Latinoamérica. Examinan una serie de beneficios que se ha observado son producto de la protección o restauración de las cuencas y los relaciona con el costo de los proyectos y con el costo de técnicas alternativas de purificación y suministro de agua. La revisión se centra principalmente en los aspectos económicos (no así en datos hidrológicos) con discusiones detalladas de los programas en Quito (Ecuador), Costa Rica y la ciudad de Nueva York.

Protección

Goodale, C.L., y Aber, J.D. (2001). The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests. *Ecological Applications*, 11(1), 253-267.

Examinan el alcance que tienen los efectos a largo plazo de la tala y el fuego en la cantidad de nitrato en la corriente de agua (así como otras características del bosque) en New Hampshire. En comparación con los sitios perturbados, los sitios con vegetación madura mostraron altas tasas de nitrificación así como altas concentraciones y flujos de NO₃-N en la corriente de agua. Los resultados son presentados como una regresión de la pérdida de nitratos y nitrificación anual para los tres tipos de uso del suelo (quemado, talado y con vegetación madura).

Hamilton y King (1983). *Tropical forested watersheds: hydrologic and soils response to major uses or conversions*. Boulder, Colorado: Westview Press.

El anexo B resume los resultados clave de otros estudios que examinan los efectos de la deforestación y la tala en el rendimiento hídrico. Douglass y Swank (1976) encontraron que cuando, durante los primeros cuatro años de cosecha y rebrote, se corta el 66% del área basal, el flujo fluvial aumenta 17% en vez del aumento de 11% que se obtiene cuando se tala pero no se cosecha (Hewlett y Helvey 1970). En cuencas con respuesta baja, talar sin remover la madera aumenta el caudal máximo entre 22 y 38% (Helvey y Douglass 1971) en comparación de 7% para las cuencas con alta respuesta (Hewlett y Helvey 1970). Cuando se corta el 66% del área basal sobre un sistema de caminos, el caudal máximo aumenta 33% durante la cosecha, y este aumento en el máximo caudal disminuye logarítmicamente con el rebrote de la vegetación. En general, al cortar el bosque aumentan tanto el caudal máximo como el volumen de la escorrentía de una tormenta y la duración de la tormenta misma.

Knox , A.K., Dahlgren, R.A., Tate, K.W., Atwill, E.R. (2008). Efficacy of natural wetlands to retain nutrient, sediment, and microbial pollutants. *Journal of Environmental Quality*, 37, 1837-1846.

Investigación desarrollada en un área agrícola con dos cuencas, una que ha sido degradada y ha sufrido un proceso de incisión y una que se ha mantenido en estado natural. Se evaluó el desempeño de cada una de las cuencas en términos de la retención y remoción de contaminantes y se compararon los valores de las medianas para la retención de los distintos contaminantes. Las cuencas tienen un tamaño similar (0.2 hectáreas) y ambas tienen un tiempo de retención hidráulico bajo (<2 hrs). La cuenca degradada y canalizada tuvo un valor de 3% para la retención del nitrógeno total (TN) y un valor de 2% para el fósforo total (TP) mientras que la cuenca natural protegida tuvo valores de 45% para el TN y 25% para el TP. La cuenca degradada contribuyó con el nitrato mientras que la cuenca protegida removió el 55% del nitrato. La remoción de *E. coli* en la cuenca degradada fue de 21% y en la cuenca protegida de 63%.

Postel, S. L. y Thompson, Jr., B. H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98–108.

Revisión de proyectos de protección y restauración en todo el mundo, incluyendo varios proyectos en Latinoamérica. Examinan una serie de beneficios que se ha observado son producto de la protección o restauración de las cuencas y los relaciona con el costo de los proyectos y con el costo de técnicas alternativas de purificación y suministro de agua. La revisión se centra principalmente en los aspectos económicos (no así en datos hidrológicos) con discusiones detalladas de los programas en Quito (Ecuador), Costa Rica y la ciudad de Nueva York.

Estudios de cuencas y usos de suelo a gran escala

Bernhardt, E.S., Likens, G.E., Buso, D.C., y Driscoll, C.T. (2003). In-stream uptake dampens effects of major forest disturbance on watershed nitrogen export. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(18), 10304-10308.

Este artículo analiza los efectos que tiene un daño extensivo en la copa de los árboles, producto de un evento climático severo, sobre la exportación de nutrientes y sobre los cambios en la transformación del nitrato dentro de la corriente de agua. El proyecto se realizó en dos cuencas en Nueva York. Encontraron que la tormenta provocó aumentos en la exportación de NO₃ de la cuenca por dos años después del disturbio, lo cual puede haberse debido a una mayor luz producto del daño producido al dosel y por lo tanto al aumento en la proliferación de algas.

Brannan, K.M., Mostaghimi, S., McClellan, P.W., y Inamdar, S. (2000). Animal waste BMP impacts on sediment and nutrient losses in runoff from the Owl Run Watershed. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 43(5), 1155-1166.

En la Cuenca Owl Run de Virginia (con 1,153 hectáreas de granjas lecheras y un poco de producción de cultivos) se implementaron diversos tipos de mejores prácticas de manejo (BMP). Se compararon las condiciones anteriores a la implementación de las BMP (julio 1986 – julio 1989) a las condiciones posteriores (monitoreadas de julio 1989 a junio 1996). En 4 sitios se colectó la escorrentía superficial. En la estación A se colectó la escorrentía superficial de toda la cuenca, en la B de 45 hectáreas sin la implementación de BMP, en la C escorrentía agrícola para demostrar la efectividad de las BMP en las tierras de cultivo (462 hectáreas), y en D de 331 hectáreas de 5 granjas lecheras para demostrar la efectividad de las BMP de manejo de estiércol. Todas las muestras de escorrentía se obtuvieron a partir de eventos de tormenta. El objetivo fue medir el efecto de un sistema de múltiples BMP en la calidad de la cuenca: instalaciones de almacenamiento de estiércol, manejo de nutrientes basado en las necesidades del cultivo, cercos de exclusión a lo largo de las corrientes de agua, abrevaderos, cruces en la corriente

de agua, cultivos de cobertura para el invierno, cultivos en franjas, cursos de agua empradizados a lo largo de toda la cuenca. En comparación con antes de la implementación de las BMP en julio de 1989, las cargas y concentraciones de sedimento fueron 19 y 35% menores, las concentraciones de N soluble inorgánico se redujeron 62%, la concentración de N como nitrato 35%, las concentraciones de P particulado 78% y las concentraciones de P soluble 39%. La combinación de **las BMP efectivamente mejoró la calidad de la cuenca.**

Faulkner, S., Barrow, W., Keeland, B., Walls, S., y Telesco, D. (2011). Effects of conservation practices on wetland ecosystem services in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Applications*, 21(3), S31–S48.

Revisión de los efectos de las prácticas de conservación en las cuencas del valle aluvial del río Mississippi (*Mississippi Alluvial Valley*). En esta zona se han aplicado 68 diferentes prácticas de conservación en una superficie total de 1.27 millones de hectáreas entre los años 2000 y 2006. Estas prácticas entran en dos categorías: prácticas de conservación de cuencas y prácticas de conservación de tierras altas (i.e. reforma agrícola). Solamente se proporcionan resultados cuantitativos para algunos estudios selectos, sin embargo sí se pone a disposición una buena cantidad de información resumida.

Loess Plateau Watershed Rehabilitation Project: Document of the World Bank. Report 25701. April 29, 2003. Rural Development and Natural Resources Sector Unit East Asia and Pacific Region.

Este es un documento técnico que describe los resultados del proyecto de rehabilitación de la cuenca de la meseta de Loess (*Loess Plateau Watershed Rehabilitation Project*) en China cuyo objetivo era incrementar la producción agrícola a lo largo de la cuenca y reducir la cantidad de sedimentos que es transportado por los caudales afluentes. Los resultados acerca de la sedimentación después del manejo son anecdóticos, alegando que la reducción en la entrada de sedimento resultó en sistemas de irrigación que sufrieron menos por las grandes cargas de sedimento arrastradas por los caudales afluentes. Asimismo, reportan que los canales del río son más estables y tienen un menor costo de mantenimiento después del manejo. También reportan una reducción en la acumulación de sedimentos corriente abajo. La escorrentía máxima fue frenada por la retención del agua de lluvia en las terrazas, presas y en cisternas de captación de agua instaladas alrededor de los árboles que fueron plantados.

Martínez, M. L., Pérez-Maqueo, O., Vásquez, G, Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., Equihua, M., y Landgrave, R. (2009). Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258, 1856–1863.

Examinan los efectos del cambio en el uso del suelo en las montañas de la región central del estado de Veracruz en México. Analizan los cambios en la cobertura vegetal así como una serie de medidas de la calidad del agua, incluyendo el total de sólidos suspendidos, nitratos y otros. Encuentran que la calidad del agua es significativamente mejor en los bosques que no han sido cortados (en comparación con plantaciones de café y pastizales), y que la vegetación es significativamente más diversa en el bosque de niebla que en el pastizal, pero la diferencia no es significativa en comparación con las plantaciones de café. También realizaron una amplia revisión de la literatura que calcula el valor de los servicios ecosistémicos para los distintos tipos de uso del suelo en esta área y con ello calculan para su zona de estudio los cambios en estos valores entre 1973 y 2004.

Mehaffey, M.H., Nash, M.S., Wade, T.G., Ebert, D.W., Jones, K.B., y Rager, A. (2005). Linking land cover and water quality in New York City's water supply watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 107, 29-44.

<http://www.springerlink.com/content/x05n82211815x60n/>

Con el fin de probar la relación entre el paisaje y la calidad del agua superficial se realizaron análisis de regresión por etapas para 32 cuencas de drenaje en Nueva York. Para analizar los cambios en la cobertura del suelo y el paisaje se usaron cuatro juegos de imágenes LandSat en un periodo de 30 años. Las medidas para el paisaje (densidad de corrientes de agua, superficie agrícola, superficie urbana, suelos agrícolas, erosionados o desnudos) fueron relacionadas con las concentraciones de nitrógeno total del agua superficial, obteniendo un coeficiente de determinación (R²) de 79.4%. La densidad del canal, porcentaje de agricultura y desarrollo urbano explicaron más de la mitad de la variabilidad en las concentraciones de fósforo. El porcentaje de agricultura y el porcentaje de desarrollo urbano fueron consistentemente relacionados con la calidad del agua en todos los modelos, explicando en conjunto entre el 25 y 75% de la variación. En general, la calidad del agua se mantuvo alta por 30 años, sin embargo el principal aporte de nitrógeno y fósforo en las corrientes de agua provino de el uso de suelo agrícola.

Postel, S. L. y Thompson, Jr., B. H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98–108.

Revisión de proyectos de protección y restauración en todo el mundo, incluyendo varios proyectos en Latinoamérica. Examinan una serie de beneficios que se ha observado son producto de la protección o restauración de las cuencas y los relaciona con el costo de los proyectos y con el costo de técnicas alternativas de purificación y suministro de agua. La revisión se centra principalmente en los aspectos económicos (no así en datos hidrológicos) con discusiones detalladas de los programas en Quito (Ecuador), Costa Rica y la ciudad de Nueva York.

Shárma, U. C., et al. (2001). Effects of farming system type on in situ groundwater recharge and quality in northeast India. *Impact of human activity on groundwater dynamics: Proceedings of a symposium held during the Sixth IAHS Scientific Assembly, Maastricht, Netherlands*. IAHS Press.

Se monitorearon las laderas de cuatro microcuencas en el noreste de India entre 1984 y 1991. Se implementaron cuatro sistemas de uso del suelo nuevos: basados en el ganado, forestales, agropastoril y agro-horti-silvopastoril. También se examinaron los dos métodos de cultivo tradicional presentes en la zona: *bun y roza, tumba y quema*. Se midieron la recarga de agua superficial, caudal base y aguas subterráneas, así como las cargas de nutrientes para todos los sistemas. La recarga de aguas subterráneas fue mayor en los sistemas nuevos. La pérdida de suelo y la carga total de nutrientes fue menor en los sistemas tradicionales.

US EPA (2009b). Watershed scale efforts reduce bacteria levels. US EPA Office of Water, Section 319 Nonpoint Source Program Success Story. EPA 841-F-09-001JJ.

Esta historia de éxito de la sección 319 del U.S. EPA resume los esfuerzos del distrito de conservación de los recursos y la comunidad para reducir los niveles de *E. coli* en la cuenca baja del río Nooksack en el condado de Whatcom, Washington. Altas concentraciones de coliformes fecales del río Nooksack contaminaban los bancos de mariscos de la bahía Portage, provocando su cierre en 1999. La medición de una carga total máxima diaria (TMDL) de coliformes fecales por parte de los actores interesados originó la implementación de mejores prácticas de manejo en la cuenca baja del río Nooksack la cual une a Canadá con Estados Unidos. Un tributario del río Nooksack es el arroyo Tenmile, con una cuenca de 56.3 km² la cual tenía los resultados más altos de concentraciones de coliformes fecales en 1999 con valores de 250 cfu/100 ml. La implementación de 17.7 km de cercos y franjas de amortiguamiento ripario junto con la reparación de las fugas en los sistemas sépticos en la cuenca del arroyo Tenmile bajaron las concentraciones de *E. coli* a 35 cfu/ 100 ml en 2001 y a 10 cfu/ 100 ml en 2003. Los propietarios en la cuenca del río Nooksack han plantado más de 100 mil árboles desde que empezó el programa y han reemplazado los sistemas sépticos que no funcionan. Los trabajos de conservación en

la cuenca baja de Nooksack en conjunto han reducido las concentraciones de *E. coli* en los bancos de mariscos hasta el estándar del programa sanitario nacional de mariscos (*National Shellfish Sanitation Program (NSSP)*) y ha permitido la reapertura de la cosecha.

Enfoques basados en modelos

Brooks, K. N., Gregersen, H. M., Berghund, E. R. y Tayaa, M. (1982). Economic evaluation of watershed project: An overview methodology and application. *Water Resources Bulletin*, 18, 245-250.

Se presenta una herramienta de cuatro pasos que permite tener una visión económica general acerca de los proyectos de rehabilitación de cuencas que se encuentran en fase de planeación. El modelo se ejemplifica usando un proyecto que ha sido propuesto en Marruecos. La restauración propuesta para una cuenca de 40 mil hectáreas se basa en la construcción de caminos, estabilización del canal, reforestación con control de barrancos, manejo de potreros, y siembra de árboles de olivo. El modelo supone que los primeros cinco años de manejo no afectan la tasa de sedimentación, de igual manera el manejo de la vegetación no es considerada efectiva durante este periodo. El modelo proyectó que, en ausencia del proyecto de restauración, después de 50 años habría una pérdida acumulada de tierras de irrigación corriente abajo de 15 mil hectáreas, y que únicamente se perderían 9,600 hectáreas en presencia de las actividades del proyecto. Este artículo es útil principalmente por el uso del modelo para predecir los efectos de la rehabilitación de la cuenca corriente abajo.

Chandler, D. G. (2006). Reversibility of forest conversion impacts on water budgets in tropical karst terrain. *Forest Ecology and Management*, 224(1-5), 95-103.

Desarrollan un modelo de balance hídrico para tres usos de suelo tropical (cultivo, pastoreo intensivo y bosque secundario) en Filipinas. Se estimaron la cantidad de lluvia y de escorrentía así como la humedad permanente del suelo y la evapotranspiración, datos que fueron usados para calcular el balance hídrico. Los resultados del modelo muestran que para el pastizal la precipitación anual se repartió entre la evapotranspiración y el desbordamiento, mientras que para el cultivo y el bosque se repartió entre la evapotranspiración y el almacenamiento del lecho rocoso. La diferencia se atribuye a la profundidad del perfil del suelo, su densidad aparente y porosidad efectiva. En general, reforestar paisajes con suelos compactados puede tener como resultado un aumento en el caudal de base en la época seca debido a que el bosque con almacenamiento en el lecho rocoso puede servir para recargar el acuífero.

Chaubey, I., Chiang, L., Gitau, M. W., y Mohamed, S. (2010). Effectiveness of best management practices in improving water quality in a pasture-dominated watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65(6), 424-437.

Con el fin de medir la efectividad de diferentes combinaciones de mejores prácticas de manejo (BMP) en la calidad de la cuenca se usó SWAT para simular 171 combinaciones de BMP y 250 escenarios climáticos (un total de 43,000 corridas del modelo) y ello se comparó con las predicciones base del SWAT sobre la calidad de la cuenca para el año 2004. Se usaron tres intensidades de pastoreo: sin pastoreo, pastoreo óptimo (rotacional), y sobrepastoreo. Se usaron 3 anchos de franjas de amortiguamiento: 0, 15, y 30 m (ubicadas al final de la zona de pastoreo). Se usaron 3 tipos de BMP para nutrientes: controlando las tasas de aplicación de gallinaza, características de la gallinaza y tiempo de aplicación. Después de que se corrieran las simulaciones se usó una ANOVA de 5 vías para cuantificar los efectos de distintos factores en las pérdidas totales de N y P, usando un procedimiento de modelo general lineal en el programa estadístico *Statistical Analysis Systems (SAS)*. El cuadro 6 muestra las 10 mejores combinaciones de BMP que podrían ser usadas para reducir la pérdida de nutrientes desde las zonas de pastoreo, expresadas en términos de la eficiencia de reducción. Las franjas de amortiguamiento localizadas por debajo de las zonas de pastoreo disminuyeron significativamente la

pérdida de N y P. En general, las franjas de amortiguamiento de 30 m fueron más efectivas en reducir la pérdida de N total que las franjas de 15 m. Los cuadros 3, 4 y 5 muestran los valores de las medianas para los 250 escenarios climáticos.

Parajuli, P.B., Mankin, K.R., y Barnes, P.L. (2008). Applicability of targeting vegetative filter strips to abate fecal bacteria and sediment yield using SWAT. *Agricultural Water Management*, 95, 1189-1200.

Este estudio evalúa la remoción de coliformes fecales y de sedimento por las franjas de amortiguamiento con vegetación usando el modelo SWAT para determinar la reducción en la carga a escala de la cuenca. Compara las tasas de remoción proyectadas cuando la ubicación de las franjas de amortiguamiento es seleccionada con base en los sitios que se consideran más eficaces en contraste con las tasas de remoción cuando los sitios son seleccionados aleatoriamente. Al seleccionar los sitios más eficaces para ubicar las franjas de amortiguamiento se podrían mejorar las tasas de remoción para toda la cuenca. Cuando las franjas fueron ubicadas en 50% de los sitios potenciales, se estimó una remoción de coliformes fecales de 60% en comparación con el 42% de remoción cuando la ubicación fue seleccionada aleatoriamente. La remoción de sedimento fue de 62% en los sitios más eficaces y 50% en los sitios seleccionados al azar. Al ubicar estratégicamente las franjas de amortiguamiento a escala de la cuenca en los sitios donde pueden tener un mayor efecto, la remoción de sedimentos y bacterias puede ser mejorada en comparación con la ubicación al azar de estas mejores prácticas de manejo.

Southgate, D. y Macke, R. (1989). The downstream benefits of soil conservation in third world hydroelectric watersheds. *Land Economics*, 65(1), 38-48.

Usa modelos para estimar los beneficios que tiene corriente abajo reducir la erosión en la cuenca Paute de Ecuador. Calculan los beneficios corriente abajo que tiene el uso de un mejor manejo en tres escenarios: a) el proyecto de mejor manejo es implementado completamente, b) el proyecto es implementado cuatro años antes, c) se sigue el plan original para la implementación del proyecto pero la reducción de sedimento es únicamente la mitad de lo que se esperaba. Los resultados del estudio son menos interesantes (expresados en \$/año) que el método para predecir los efectos de la sedimentación bajo diferentes regímenes de manejo.

Wollheim, W.M., et al. (2001). Influence of stream size on ammonium and suspended particulate nitrogen processing. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 1-13.

http://www.aslo.org/lo/toc/vol_46/issue_1/0001.pdf

En seis corrientes de agua en Alaska se midieron las distancias de desplazamiento del amonio y nitrógeno orgánico particulado suspendido. Se agregó 15NH_4 en los tramos de muestreo de las corrientes, los cuales en su mayoría eran prístinos con excepción de la fertilización de un tramo al cual se le había agregado PO_4 . Durante un verano entre 1991 y 1997 (cada corriente de agua en un año distinto) se agregó continuamente un marcador por 3 a 6 semanas. Las distancias de desplazamiento del NH_4 y del nitrógeno orgánico particulado suspendido aumentaron con el caudal, debido principalmente a los cambios en la profundidad y la velocidad. En general, el gradiente físico contribuye más significativamente a la distancia de desplazamiento cuando se le compara con los cambios biológicos o químicos. Desarrollan dos modelos para estimar qué tan lejos se desplazará cada uno de estos compuestos.

Tratamiento biológico de aguas residuales y pluviales

Alade G.A., y Ojoawo, S.O. (2009). Purification of domestic sewage by water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *International Journal of Environmental Technology and Management*, 10, 286-294.

Este estudio compara las tasas de remoción de nutrientes y coliformes fecales de aguas residuales que han sido almacenadas por 28 días con aguas residuales tratadas usando jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*). Los investigadores resaltan que una planta de tratamiento de aguas residuales para una pequeña comunidad en Nigeria costaría \$500 mil dólares mientras que por una pequeña fracción de este monto se podría construir y mantener un puente con jacintos de agua. Los jacintos de agua redujeron el total de coliformes desde un punto de inicio de 40,000cfu/ml a 460cfu/ml después de 28 días (-98.85%). El almacenamiento de las aguas residuales sin esta planta redujo los coliformes fecales de 40,000cfu/ml a 540 cfu/ml después de 28 días (-98.65%). Tanto la concentración de nitrato como de fosfato aumentaron durante el proceso de tratamiento. El nitrato en el agua residual tratada con jacintos de agua aumentó desde un punto inicial de 1.1 mg/L a 1.97 mg/L después de 28 días (+77%), mientras que para el agua almacenada sin jacintos de agua aumentó a 2.46 mg/L después de 28 días (+122%). El fosfato en el agua residual tratada con jacintos aumentó desde 40.02 mg/L a 65.36 mg/L después de 28 días (+63%) y en el caso del agua residual almacenada sin jacintos aumentó a 80.54 mg/L después de 28 días (+101%).

Hathaway J.M., Hunt, W.F., Wright J.D., y Jadlocki, S.J. (2009). Field evaluation of indicator bacteria removal by stormwater BMPs in North Carolina. *Proceedings of World Environmental and Water Resources Congress*, 1123-1132.

Este estudio hace una revisión de las mejores prácticas de manejo (BMP) estructurales para zonas urbanas útiles para la remoción de bacterias en Charlotte y Wilmington, N.C. El estudio incluye depósitos secos de agua de lluvia, estanques húmedos, humedales y áreas de bioretención. Las BMP fueron instaladas en diferentes espacios urbanos, incluyendo estacionamientos y fuera de oficinas o escuelas. La mayoría de las prácticas usadas removieron bacterias, con algunas excepciones. Los investigadores observaron que en los casos en que las bacterias aumentaron entre el afluente y el efluente esto se debió a la presencia de pájaros o sus excrementos, y en un caso se encontró un pañal usado. La práctica más efectiva fue el humedal ubicado en una cuenca de 21 hectáreas, el cual removió 96% de *E. coli* y 98% de los coliformes fecales. Sin embargo, otro humedal fue ineficiente teniendo un aumento de 15% de *E. coli*, posiblemente debido a la presencia de aves acuáticas. Esta inconsistencia en la efectividad de los tratamientos fue también encontrada en las estructuras de bioretención.

Knox, A.K., Tate, K.W., Dahlgren, R.A., y Atwill, E.R. (2007). Management reduces *E. coli* in irrigated pasture runoff. *California Agriculture*, 61(4), 159.

Un humedal artificial de 2023.4 m² fue ubicado de manera tal que recibiera la escorrentía de irrigación de una granja ganadera en California con un ganado de entre 56 y 102 cabezas. El tiempo de residencia del agua en el humedal osciló entre 40 y 120 minutos, observándose una mayor tasa de remoción de *E. coli* en los tiempos de residencia mayores. También se controló el momento de pastoreo y de irrigación para observar los efectos y se encontró que cuando estas actividades se realizan simultáneamente los niveles de *E. coli* en la escorrentía aumentan. En la entrada del humedal los niveles de *E. coli* oscilan entre 420 y 157,800 cfu/100ml con una mediana de 5400 cfu/100ml, mientras que en la salida del humedal estos valores van de 10 a 74,600 cfu/100ml con una mediana de 1283 cfu/100ml.

Leisenring, P.E., Clary, J., y Hobson, P. (2012). International stormwater best management practices database pollutant category summary statistical addendum: TSS, bacteria, nutrients and metals. International Stormwater BMP Database. www.bmpdatabase.org

Este artículo es un resumen estadístico de un gran número de estudios a lo largo de EU y Nueva Zelanda. Los autores reportan las medianas, cuantiles e intervalos de confianza para varias mejores prácticas de manejo (BMP) usadas en el manejo del agua de lluvia. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo en estudios encontrados en la International Stormwater BMP Database (base de datos internacional sobre BMP para agua de lluvia) e incluyen una revisión de las franjas de protección de

pasto, bioretención, biofiltros, depósitos de agua de lluvia superficiales forradas con pasto, estanques de retención y humedales artificiales en canal o en estanque. También incluye algunos dispositivos fabricados. El estudio revisa el desempeño que tienen estas prácticas para remover bacterias indicadoras, metales y sedimentos suspendidos totales. La enorme cantidad de datos y número de estudios que se usaron para compilar estas estadísticas dan una idea general de la eficacia de estas BMP a través de una amplia gama de condiciones. El sitio web proporciona información útil sobre la base de datos y los requerimientos para los estudios que son incluidos, asimismo contiene una hoja de Excel con los resultados de estos estudios actualizados hasta 2011.

Pennington, S.R., Kaplowitz M.D., y Witter, S.G. (2003). Reexamining best management practices of improving water quality in urban watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(5), 1027-1041.

Este estudio evalúa el potencial que tienen algunas mejores prácticas de manejo (BMP) estructurales para ser usadas en el río Rouge en Michigan, usando como base los valores de las medianas reportados por el *Center for Watershed Protection* (centro para la protección de las cuencas) a partir de la base de datos nacional sobre el desempeño para la remoción de contaminantes (*National Pollutant Removal Performance Database*). Las mejores prácticas de manejo que fueron evaluadas con relación a su efectividad para remover los contaminantes incluidas en esta cuenca fueron los humedales (construcción y restauración), zanjas con pasto, estanques secos y húmedos, procedimientos de filtración (de superficie y filtros de arena) e infiltración como pavimentos porosos. Con base en las cargas actuales de contaminantes en esta cuenca, el estudio concluye que las BMP estructurales revisadas fueron insuficientes para alcanzar la remoción requerida. Este estudio es una buena fuente de datos sobre las medianas de los porcentajes de remoción para varias BMP usadas en el tratamiento de agua de lluvia, sin embargo no reporta ningún cambio en la cuenca estudiada.

Struck, S.D., Selvakumar, A., y Borst, M. (2008). Prediction of effluent quality from retention ponds and constructed wetlands for managing bacterial stressors in storm-water runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 567-578.

Este estudio evalúa la remoción de bacterias en mesocosmos (un tanque usado como un estanque de retención y el otro como humedal artificial) cada uno de los cuales medía 1.78 x 0.74 x 0.65 m. Para cada tipo de bacteria (coliformes totales, E. coli, coliformes fecales y enterococos) se calculó la tasa constante de descomposición volumétrica de primer orden (K: hr⁻¹) con base en la ecuación para la remoción de contaminantes K-C* propuesta por Kadlec and Knight (1996). Esta tasa de descomposición puede ser usada para determinar el tamaño que necesitan tener el estanque de retención o el humedal para remover los contaminantes si se conoce la concentración de entrada y se establece una concentración de salida objetivo. Otros factores pueden afectar las tasas de descomposición del estanque y el humedal, como son la temperatura, los sólidos totales y el caudal. Las bacterias pueden adherirse a las partículas y establecerse sobre los sedimentos permitiendo que sean reintroducidas al efluente por flujos turbulentos. Casos de estudio piloto como este pueden ser usados como punto de partida, sin embargo para verificar las tasas de remoción es necesario contar con estudios a escala real.

Regulación/política

Postel, S. L., y Thompson, Jr., B. H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98-108.

Incluye datos cualitativos con buenas referencias

Revisión bibliográfica de cómo y cuándo debe llevarse a cabo la protección de las cuencas. Presenta como caso de estudio Bogotá, Colombia en donde el agua potable proviene de un ecosistema de alta montaña que se encuentra intacto y cuya vegetación absorbe, filtra y descarga agua limpia de modo tal que el único tratamiento que se le da es clorarla. Esto da como resultado agua para beber a muy bajo costo, sin embargo dicha situación está en riesgo debido a que los humedales están siendo convertidos a agricultura para sostener el crecimiento poblacional. Un caso de estudio en Honduras demuestra los efectos económicos negativos de la conversión de las tierras no protegidas. Mientras una cuenca pequeña con mucha pendiente está siendo convertida a agricultura y desarrollos urbanos sin medidas de protección, el agua potable se está encareciendo debido a la necesidad de usar químicos y filtros de arena para tratarla.

El artículo describe mecanismos normativos para proteger las cuencas. En Quito, Ecuador, se estableció el fideicomiso FONAG con el fin de pagar a los propietarios en la cuenca para proteger el suministro de agua. Ochenta por ciento del agua potable provenía de una zona usada por 27 mil personas para el ganado, la producción lechera y la extracción de madera. Corriente abajo se encuentran los usuarios del agua potable (suministro de agua municipal), la agricultura de irrigación, plantaciones de flores y estaciones hidroeléctricas. El fondo FONAG recibió fondos por parte de agencias gubernamentales y organizaciones privadas, mientras que un administrador financiero independiente invirtió los fondos. No obstante, este programa es voluntario y carece de estimaciones cuantitativas de los ahorros económicos que logra. En Costa Rica, una ley de 1996 da a los propietarios de la tierra una cantidad de dinero para cubrir el costo de oportunidad de la conversión de tierras y así mantener los servicios hidrológicos, de fijación de carbono, biodiversidad y turismo/recreación. Sin embargo, únicamente contrata a propietarios privados que cuentan con título de propiedad, tiene altos costos de transacción y favorece a los propietarios privados medianos y grandes más que a los pequeños propietarios que son campesinos o indígenas que viven en el 20% de los bosques naturales que se localizan fuera de las áreas protegidas. Para mantener el fondo FONOFIFO se requiere que el gobierno aumente los pagos por beneficiario más que depender del impuesto nacional sobre las ventas de combustible fósil o en los préstamos de Banco Mundial. Los productores de energía hidroeléctrica dependen de la cuenca para poder generar constantemente la energía. Hasta ahora una planta ha reconocido la necesidad de los servicios de la cuenca y paga a los usuarios de la tierra \$10 por hectárea ya que cada metro cúbico de agua perdido resulta en una pérdida de un kilowatt de electricidad, asegurando así 460 mil metros cúbicos de agua por año para la producción de energía. Esto representa una cuarta parte de lo que el gobierno recompensa a los propietarios por participar en la conservación.

PASOLAC Pago por Servicios Ambientales al Nivel Municipal y Microcuencas en Honduras, El Salvador y Nicaragua. 2006.

Este es un documento técnico que describe un proyecto de servicios ecosistémicos en Nicaragua, el cual incluye la conservación del bosque y la regeneración natural en 13 hectáreas. Se implementaron cuotas de agua y los proveedores recibieron \$18.75 ha/año. Después de dos años parece haber un aumento en la disponibilidad de agua desde los manantiales y arroyos naturales. Los manantiales permanentes aumentaron de 8 antes del 2005 a 13 en el 2005-2006. Los manantiales temporales se redujeron de seis a uno en 2005 y a dos en 2006. Sugieren que hay 1.23 metros cuadrados adicionales de agua por día.

Impactos sociales y económicos

Altieri, M.A. (2002). Agroecology: The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1971, 1-24.

Las ONG han encabezado esfuerzos para realizar proyectos agroecológicos en condiciones de bajos recursos en las regiones más pobres del mundo, y generalmente han logrado aumentos en la producción de 50 a 100%. A partir del estudio de los cultivos de los que depende la población de bajos recursos, como el arroz, maíz, yuca, papas, cebada y frijoles, se ha visto que el aumento en el rendimiento de los cultivos depende básicamente del conocimiento, entrenamiento y manejo adecuado del mismo, y no tanto de la entrada de capital costoso. Un componente importante para aumentar la producción total de alimento es la diversificación de los productos tales como la cría de peces en los arrozales, los cultivos combinados con árboles, o la adición de cabras o aves de corral a las actividades domésticas productivas. Un punto fundamental en la difusión de la agroecología a nuevas regiones es la necesidad de identificar prácticas específicas que sean relevantes a las condiciones locales. El éxito de estas prácticas depende también de perfeccionar las aptitudes personales del agricultor, así como de educar a la comunidad en temas de empoderamiento y toma de decisiones participativa, aumentar el acceso a los mercados y desarrollar actividades generadoras de ingresos. Este estudio examina a la agroecología en África, Asia y Latinoamérica. La mayoría de los casos de agroecología revisados por el autor beneficiaron significativamente a las comunidades locales en términos de un aumento en la seguridad alimentaria y conservación de los recursos naturales. A la luz de varias historias de éxito en los esfuerzos de las ONG, el artículo cuestiona por qué la agroecología no se ha esparcido más e identifica estrategias para aumentar su adopción. Como parte de estas estrategias sugiere el aprovechar las experiencias previas, compartir conocimiento y técnicas entre regiones, así como promover la colaboración y el apoyo entre las instituciones como universidades, organizaciones agrícolas y gobiernos. Los factores de éxito más importantes que identifica el autor son: mejorar la habilidad del agricultor para manejar los recursos naturales en el contexto de la producción agrícola, promover un mejor conocimiento de la comunidad acerca de los principios ecológicos y la biodiversidad, adaptar los conocimientos adquiridos por los facilitadores en una región a las necesidades locales en otras regiones, involucrar a los agricultores en el establecimiento de las agendas de investigación e identificar cambios en las políticas que aseguren una adopción amplia y equitativa de la agroecología.

Ayarza, M., Huger-Sannwald, E., Herrick, E., Reynolds, J.F., Garcia-Barrios, L., Welchez, L.A., et al. (2010). Changing human-ecological relationships and drivers using the Quesungual agroforestry system in western Honduras. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25(3), 219-227.

Desde su creación en 1992, miles de agricultores pobres en Lempira, Honduras han adoptado el sistema agroforestal Quesungual (QSMAS), resultando en un aumento de la seguridad alimentaria, así como una mejora en la conservación del agua y del suelo en la agricultura de ladera. El QSMAS reemplaza la práctica de la tala y quema con una agricultura basada en la tala y el uso de mantillo, la cual involucra el aclareo selectivo de árboles, siembra directa sin labranza y fertilización localizada de los cultivos anuales (maíz, frijol y sorgo). Esta práctica ha ayudado a conservar el bosque tropical deciduo en las áreas donde ha sido adoptada, conservando 40 especies de árboles diferentes. Los beneficios directos a los agricultores incluyen el aumento en el rendimiento de los cultivos, reducción en los costos de trabajo y agroquímicos, mejora del suelo, aumento en la disponibilidad de agua y reducción en la susceptibilidad de perder la cosecha debido a la sequía. Los beneficios a la comunidad son el aumento en la seguridad alimentaria, aumento en la disponibilidad de agua, reducción de la pérdida de cosechas debido a los huracanes, reducción en la susceptibilidad de perder la cosecha durante las sequías y un aumento del ~30% en el valor de la tierra. Este documento da una perspectiva general de los cambios que ha habido desde la adopción del QSMAS al evaluar los factores humanos, ambientales y sociales en términos del “Paradigma para el desarrollo de las zonas secas” (*Drylands Development Paradigm*). También resume temas que deben ser abordados para la sustentabilidad futura. La tala y el uso del mantillo ha sido practicadas en las laderas de Honduras, la cuenca del Amazonas en el Ecuador y en Costa Rica.

Corbera, E., Kosoy, N., Tuna, M.M. (2006). Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas of rural communities: Case studies from Meso-America. *Global Environmental Change*, 17, 365-380.

Este artículo evalúa los esfuerzos de cuatro distintos proyectos para comercializar servicios ecosistémicos en Mesoamérica usando un marco de evaluación de la equidad en tres niveles: equidad en el acceso, equidad en la toma de decisiones y equidad en los resultados. Dos proyectos estaban relacionados con el manejo del agua y dos con la captura de carbono. Me enfocaré en los proyectos relacionados con el manejo del agua. El primer proyecto se desarrolla en la cuenca del río Las Escobas (707 hectáreas) y promueve actividades relacionadas con la agricultura sustentable, ecoturismo de bajo impacto, manejo forestal sustentable y manejo de cuencas hidrográficas. El proveedor de agua para unas 5000 viviendas en Puerto Barrios comenzó a transferir \$17.86 dólares por hectárea al año para asegurar el flujo continuo de agua y la reducción de la carga de sedimentos. Este costo estaba parcialmente cubierto a través de un cargo en la tarifa a los hogares que reciben el servicio, el cual era usado para pagar los costos de organización y operación para proteger la reserva (Reserva Protectora de Manantiales Cerro San Gil). Previamente, la ONG encargada de negociar el pago por servicios ecosistémicos (PES) en Los Escobas combatió y prohibió las invasiones ilegales realizadas por los campesinos como la extracción de grava en la cuenca, la tala clandestina y el establecimiento de asentamientos irregulares en la reserva protegida. No existía una participación extendida de la comunidad en el proceso de toma de decisiones ni mediación con las partes en conflicto (e.g. tala), sin embargo había una iniciativa de educación para crear conciencia en la comunidad sobre los beneficios ambientales. El estudio concluye que en este caso había un problema de equidad. El segundo proyecto era en la cuenca del río Paso de los Caballos (741 hectáreas) en San Pedro del Norte, Nicaragua, en donde la principal actividad económica era la ganadería y la producción de cultivos de granos básicos. La comunidad local relacionaba los problemas de escases de agua a la extracción de madera en los 40 años previos y al mal manejo del agua por lo que crearon un comité del agua para establecer áreas prioritarias y negociar con los propietarios. Se tomaron acuerdos con los propietarios de los terrenos corriente arriba (39 hectáreas) para que reforestaran y conservaran estas áreas prioritarias a cambio de un pago de \$26 dólares por hectárea al año, pago hecho de manera colectiva por los demás hogares de la comunidad para aumentar la recarga de la cuenca y reducir la contaminación del agua potable. Este pago no cubría el costo de oportunidad que podría haberse ganado por la producción de cultivos, el cual era de aproximadamente \$126 dólares por hectárea anuales. Los propietarios aceptaron realizar las siguientes actividades a cambio de la compensación: evitar fuego, establecer agricultura orgánica limitada a una parcela de subsistencia, adoptar prácticas de conservación del suelo, establecer sistemas agroforestales y evitar que el ganado invada las 39 hectáreas corriente arriba. El proyecto desarrollado por un comité comunitario del agua implicó la selección estratégica de áreas protegidas, desarrollando una conciencia social sobre las restricciones del agua y estableciendo compromisos para alcanzar cuotas de agua para cada sector de la comunidad.

Current, D. y Scherr, S.J. (1995). Farmer costs and benefits from agroforestry and farm forestry projects in Central America and the Caribbean: implications for policy. *Agroforestry Systems*, 30(1), 87-103.

Este es un estudio comparativo de 21 proyectos que promueven la agroforestería y agrosilvicultura, financiados por donadores, ONGs y gobiernos nacionales en Centroamérica, Haití y República Dominicana y donde se evalúa la efectividad de las políticas y los beneficios económicos de estas prácticas. Los consultores evaluaron los proyectos dentro de su propio país. Se desarrollaron lineamientos para asegurar la uniformidad en la colecta de datos y se organizaron talleres, los proyectos fueron visitados para obtener información sobre los agricultores y personal del proyecto, en cada país se realizaron estudios de los costos y beneficios de 56 técnicas agroforestales: parcelas forestales, taungua (durante el establecimiento de los árboles el propietario crece árboles y cultivos agrícolas juntos, cuando

los cultivos de sombra se han establecido se detiene el cultivo agrícola; difiere de la práctica más comúnmente usada de permitir a los agricultores sin propiedad de acceder a los terrenos públicos para sembrar cultivos durante la fase de establecimiento de la plantación forestal gubernamental), manejo de barbechos con leñosas, cultivos intercalados con perenes, huertos familiares, cultivo en callejones, cortavientos, árboles en los contornos, y árboles en los potreros. El cuadro 3 resume los resultados para cada sistema agroforestal.

El valor total de los sistemas agroforestales fue de \$150 millones de dólares e involucraban a 50 mil participantes. El 75% de los sistemas agroforestales tuvieron un valor actual neto (NPV) positivo con una tasa de descuento de 20%. En dos terceras partes de los casos, los valores del NPV y del rendimiento del trabajo fueron superiores a los valores que se hubiesen obtenido con usos del suelo alternativos. El periodo de recuperación de la inversión para las parcelas forestales fue de 5 a 20 años, pero para otras prácticas fue de 1 a 6 años. Aún cuando la mano de obra utilizada era alta, los sistemas fueron rentables cuando los precios de la producción y productividad del sistema fueron altos. La mano de obra varió de 0.5 días hombre por ha/año para una plantación limítrofe de 33 árboles a 211 días hombre por ha/año en un sistema de cultivos intercalados. *“La mano de obra utilizada para los sistemas agrícolas de intercalado era altamente variable, con un rango de entre 24 y 211 hombres día por ha/año, por lo que obviamente existe un marco considerable para que los agricultores modifiquen el espaciamiento, manejo e intensidad de la producción de cultivos agrícolas. Eucalyptus camaldulensis, Gliricidia sepium y Leucaena leucocephala fueron las especies más comúnmente usadas, mientras que Tectona grandis, Acacia mangium y Cassia spp. fueron mencionadas en por lo menos 4 proyectos”.*

De este modo, los resultados confirman la capacidad que tiene la silvicultura para proveer a las comunidades rurales de los productos forestales necesarios para su uso en el hogar y para la venta, asimismo crea oportunidades de empleo y genera ingresos al mismo tiempo que protege y mejora la calidad del suelo y otras condiciones ambientales.

De acuerdo con las entrevistas realizadas a los agricultores, la rentabilidad no siempre predice la adopción de las prácticas agroforestales, sino que existen muchas razones por las cuales estas prácticas son adoptadas. En un principio la mayoría de los agricultores entrevistados adoptaron estos sistemas porque estaban interesados en los productos forestales para su uso en el hogar y en otros casos para mejorar la calidad del suelo y proteger el suelo y el cultivo. Los beneficios sociales más allá de la finca misma incluyen la creación de corredores biológicos a partir de los cortavientos en Costa Rica; la provisión de productos de madera de la finca y no de los bosques naturales en Honduras; y el uso de árboles provenientes de las prácticas agroforestales como postes en vez de cosechar árboles de manglar, los cuales son importantes para la pesca en alta mar en Guatemala. También en Costa Rica, los esfuerzos de reforestación crearon oportunidades de empleo y generaron desarrollo basado en la forestaría en una comunidad en la que el 50% de la población había migrado. Por lo tanto, *“los tomadores de decisiones deberían usar más enérgicamente la agroforestería como una herramienta para el desarrollo rural y la mitigación de la pobreza, así como para alcanzar los objetivos ambientales”.* La mayoría de los proyectos tenían algún tipo de capital semilla o subsidio. Los incentivos más exitosos eran aquellos que aportaron un mínimo de insumos materiales y asistencia técnica para producir las plántulas (eliminando así los gastos directos para las familias). Los programas de extensión más sustentables fueron aquellos donde los agricultores comenzaron con unos pocos árboles y, una vez que fueron entrenados y pudieron ver los beneficios, expandieron la plantación. Cuando los agricultores ven resultados concretos entonces pueden eliminarse gradualmente los incentivos.

Los mercados también juegan un papel importante en motivar a los agricultores a plantar árboles. En Costa Rica y la costa Pacífico de Guatemala, la plantación de árboles fue motivada por los mercados y por capital semilla: una vez que se satisfacen las necesidades del hogar los agricultores desean vender los productos forestales para generar más ingresos. En Guatemala, el mercado de postes para el secado

de tabaco motivó la siembra de árboles en la costa Pacífico lo cual no ocurrió donde dicho mercado no existía. En Costa Rica, los agricultores no realizaron el aclareo de los rodales en donde no había mercado y en consecuencia perdieron productividad y los beneficios derivados de sembrar los árboles. Asimismo, las leyes y regulaciones para la cosecha que protegen a los bosques son un elemento que inhibe la participación y el éxito de los proyectos. En este sentido, los agricultores tienen miedo de que su propiedad sea expropiada y que no puedan seguir cosechando los árboles sin permiso. Para superar este desincentivo la mayoría de los proyectos han establecido contratos y acuerdos escritos otorgando a los agricultores explícitamente los derechos de cosecha.

Tres mecanismos funcionaron para implementar los proyectos agroforestales. Algunos proyectos capacitaron y recurrieron a miembros de la comunidad como enlace entre el agente de extensión y la comunidad, permitiendo la continuidad a largo plazo del proyecto. Otros proyectos capacitaron a los agricultores a través de viveros comunitarios y familiares, lo que redujo la necesidad de asistencia técnica continua haciendo autosuficientes a las comunidades. Al final esto permitió ahorrar dinero al eliminar los costos de asistencia gubernamental futura. Algunos proyectos comenzaron porque los agricultores vieron resultados exitosos de la silvicultura en otras fincas, y estaban especialmente motivados de comenzar con la agroforestería cuando pudieron discutir los resultados con el agricultor que ya había plantado árboles en el pasado en su propia finca.

En resumen, estos proyectos han mostrado que los agricultores plantarán árboles para su uso dentro y fuera del hogar, que los incentivos de mercado son importantes para mantenerlos motivados y para mantener las prácticas agroforestales, que tales sistemas producen beneficios privados y sociales, y que son necesarias las actividades de extensión para promover la silvicultura. Existen enfoques poco costosos para promover la agroforestería, y los recursos públicos deberían de invertirse en programas de investigación y monitoreo, en programas de extensión comunitaria para apoyar la capacitación (incluyendo poner a disposición de los agricultores las especies de árboles preferidas), en la provisión mínima de subsidios, y en la eliminación de las limitaciones normativas. Las ONGs, agencias públicas y organizaciones de agricultores pueden trabajar con el sector privado para expandir los mercados que promoverán más la silvicultura y para impulsar la coordinación interinstitucional.

Dumanski, J., Peiretti, R., Benites, J.R., McGarry, D., y Pieri, C. (2006). The paradigm of conservation agriculture. *Proceedings of World Association of Soil and Water Conservation*, 58-64.

<http://www.unapcaem.org/admin/exb/ADImage/ConservationAgri/ParaOfCA.pdf>

Este artículo describe la agricultura de conservación (CA). El pilar de la CA es la labranza cero, la cual enfatiza al suelo como un ente vivo. La estrategia de labranza cero es practicada en 95 millones de hectáreas a nivel mundial, 47% de las cuales se localizan en Sudamérica, 39% en EU y Canadá, 9% en Australia y 3.9 en el resto del mundo (Europa, África, Asia). La CA promueve una alteración mínima del suelo con la labranza, una aplicación balanceada de químicos, un manejo cuidadoso del agua y de los residuos, reduciendo la contaminación del agua y la tierra, disminuyendo la erosión del suelo, mejorando la calidad del agua y la eficiencia en su uso, así como otros servicios ecosistémicos que no se relacionan directamente con la cuenca como la captura de carbono. Al mismo tiempo promueve la autosuficiencia alimentaria, disminuye la mano de obra necesaria e impulsa una producción relacionada con las oportunidades de mercado. El artículo explica cómo funciona la labranza cero y por qué es benéfica para los servicios de la cuenca hídrica. Los principios de la CA son: mantener continuamente cubierto el suelo, equilibrar las aplicaciones y la precisión en la ubicación de los fertilizantes y pesticidas, promover el barbecho de leguminosas / compostaje / abonos orgánicos, y practicar la agroforestería para aumentar la biodiversidad de la finca y alternar las fuentes de ingreso. La CA apoya a los servicios ecosistémicos mitigando la degradación del suelo y el cambio climático, mejorando la calidad del aire, aumentando la biodiversidad y agrobiodiversidad y *mejorando la calidad del agua*.

Grieg-Gran, M., Porras, I., y Wunder, S. (2005). How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? : Preliminary lessons from Latin America. *World Development*, 33(9), 1511-1527.

Este artículo define a los mecanismos de mercado como “*iniciativas que involucran la venta de servicios ambientales para cambiar los incentivos de los manejadores de los bosques y para generar recursos que permitan financiar los esfuerzos de conservación*”. Los autores están interesados en conocer los beneficios de desarrollo y los impactos sobre los medios de subsistencia que tienen estos mecanismos. Los autores encuentran que los programas PES han beneficiado el ingreso de la población local, han proporcionado mayor seguridad en la tenencia de la tierra y han fortalecido a las comunidades; asimismo, algunas iniciativas privadas de captación de carbono dieron oportunidades de empleo.

En Pimampiro, el sistema de PES contribuyó con 30% del gasto familiar en alimentos, medicina y escolarización. Sin embargo, se desconoce el costo de oportunidad de los usos del suelo sacrificados. En el programa PES de Ecuador PROFAFOR, las tasas de rentabilidad interna para las cinco comunidades oscilaron entre 12 y 27% por 30 años (una tasa favorable) mientras que el valor actual neto por familia oscila entre \$46.6 y \$2,481 dólares. Actualmente los costos de oportunidad son menores que lo que el principal uso de suelo alternativo (ganadería) generaría, sin embargo esto está sujeto a cambios en el futuro. En el programa PES Huetar Norte en Costa Rica, el 60% del costo de establecimiento de las plantaciones fue cubierto de modo que el mayor beneficio económico será a partir de la venta de madera. Esto permite la diversificación del ingreso a nivel de la finca a partir de la incorporación de la forestería, sin embargo como costo de operación los participantes pierden elegibilidad a la vivienda de interés social y a créditos bancarios. A lo largo de la mayoría de los casos (excepto el caso de Pimampiro, Ecuador) los efectos en el capital social fueron positivos debido al fortalecimiento de la organización comunitaria y la creación de redes sociales. Los impactos indirectos fueron relevantes en los proyectos de empresas privadas en donde las transacciones de mercado para los servicios ecosistémicos no tienen como propósito pagar a los miembros de las comunidades. Se crearon más oportunidades de empleo en el proyecto Peugeot (el PES Peugeot-Citroën quería mejorar la imagen ambiental de la industria de fabricación de automóviles y aprender más sobre los mercados emergentes de captura de carbono) en Brasil que el uso de suelo ganadero previo. Asimismo, la presión pública hizo que el proyecto de Peugeot estableciera programas de educación ambiental y que distribuyera plántulas de especies nativas a 83 agricultores para el establecimiento de sistemas agroforestales en el año 2003. El proyecto Plantar de la compañía de reforestación Plantar evitó la pérdida de 1,270 empleos en forestería y en la producción de carbón y acero en una zona en la que existen pocas alternativas de empleo. El objetivo es usar los créditos de carbono como un subsidio para mantener el uso del carbón en la industria de hierro fundido y promover la reforestación con eucaliptos (los empleos creados son en el área de forestería y operaciones industriales).

Por último, es necesario hacer más investigación y cuantificar el costo de oportunidad en periodos de tiempo largos para poder ver los beneficios reales de los programas PES para las comunidades locales.

Kosoy, N., Martínez-Tuna, M.M., Muradian, R., y Martínez-Alier, J. (2006). Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*, 1-29.

Este reporte revisa la percepción de los distintos actores, el costo de oportunidad y las implicaciones económicas locales de los pagos por servicios ecosistémicos para tres casos de estudio: Jesús de Otoro (Honduras), San Pedro del Norte (Nicaragua) y Heredia (Costa Rica). Los autores usaron tres variables para estimar el costo de oportunidad asociado con el mantenimiento de la cobertura del bosque: 1) las ganancias netas de las actividades que se podrían desarrollar en la finca, 2) el precio al que el proveedor está dispuesto a aceptar el pago por servicios ecosistémicos y, 3) el valor justo por la renta de

la propiedad. Con una población de 5,200 personas, en Jesús de Otoro, Honduras la gente consume agua de la cuenca del río Cumes (3180 hectáreas), 70% de cuya superficie está cubierta por bosque. En respuesta a los serios problemas de agua de principios de los años 90 se estableció una organización local para manejar el agua y los servicios sanitarios. La expansión del cultivo de café en 1996 en los tramos corriente arriba incrementó la contaminación de la corriente de agua y llevó a conflictos entre los propietarios corriente arriba y los usuarios del agua corriente abajo. En el 2001, el Programa para la Agricultura Sostenible en Laderas de América Central desarrolló un esquema PES para compensar a los propietarios de los terrenos corriente arriba por los servicios ecosistémicos y lograron un acuerdo con ellos para realizar un conjunto de acciones, a decir: no quemar; establecer zanjas, terrazas y cercos; y establecer sistemas agroforestales, agricultura orgánica y acciones de reforestación y protección del bosque. El PES únicamente cubría 3.6% del costo de oportunidad, por lo que los propietarios no sentían que estuviesen siendo justamente compensados por los servicios ambientales que proporcionaban. Los usuarios del agua en Jesús de Otoro consumen el agua directamente sin tratamiento previo, y perciben que el servicio de agua es confiable y la calidad del agua se ha mejorado en los últimos 2 años. La mayoría de los usuarios desconocen el esquema de PES, sin embargo después de que se les explicara consideran que el pago es justo. El segundo caso de estudio se localiza en Heredia, Costa Rica, en la cuenca del río Virilla (11340 hectáreas) la cual cuenta con una zona urbana de 28,600 hogares y cuya superficie está cubierta en un 34% por bosque. En el 2002 se creó un esquema de PES para proteger el bosque y evitar el deterioro de los recursos hídricos. En este esquema PES una compañía de agua potable local y los usuarios del agua pagan un costo adicional (~6% por encima del pago normal) para los servicios ecosistémicos. Las actividades promovidas por el PES fueron la prevención y control de fuego, eliminación de la caza y extracción de leña, conservación del bosque, y la no conversión del bosque para ganadería o agricultura. El PES también pagó por la adquisición de terrenos en las áreas corriente arriba. Los usuarios del agua entrevistados en Heredia sienten que la calidad del agua y del servicio no han cambiando. Estos usuarios tienen disposición de pagar una cuota mayor que la que se les ha añadido a su servicio del agua. El tercer caso de estudio fue la cuenca del río Paso de los Caballos (741 hectáreas) en San Pedro Norte, Nicaragua. Este proyecto PES fue descrito en el estudio anterior (Corbera et al. 2006) y en gran medida este reporte repite la misma información. En este reporte se enfatiza el costo para los propietarios quienes reciben alrededor del 20% del costo de oportunidad de usar sus terrenos para la agricultura. Los usuarios del agua en San Pedro entrevistados reportaron un mal servicio del agua y el 71% de ellos no están de acuerdo con la cantidad que pagan por los servicios ecosistémicos.

Marquardt, K., Milestad, R., y Porro, R. (2012). Farmers' perspectives on vital soil-related ecosystem services in intensive swidden farming systems in the Peruvian Amazon. *Human Ecology*, 1-13.

Existe un dilema para conservar la selva Amazónica y al mismo tiempo asegurar el modo de vida de los pobladores locales. La agricultura de roza y quema depende totalmente de la provisión continua de los servicios ecosistémicos que generan las condiciones para la agricultura. En este artículo se estudian los servicios ecosistémicos relacionados con el suelo que son necesarios para la agricultura desde la perspectiva de los agricultores. Seis comunidades de agricultores en Perú discutieron los usos de suelo, los sistemas de roza y quema que funcionan y los que fallan. Los agricultores notaron los cambios en sus sistemas de producción y describieron los servicios ecosistémicos que existen en términos de la calidad del suelo, cantidad y calidad de la producción de cultivos, prácticas de quema, regeneración del bosque y habilidades para la agricultura. El manejo del barbecho y la diversidad de los cultivos fueron elementos centrales en las estrategias de los agricultores para manejar los servicios ecosistémicos. Los agricultores consideraron un “buen” barbecho a un campo que produce una gran cantidad de materia orgánica que se convertirá en humus, el cual es importante para un “buen” terreno agrícola ya que regula la humedad del suelo y el ciclo de nutrientes de las plantas. Observan que los cultivos en un buen terreno agrícola maduran más rápido al mismo tiempo que el terreno se mantiene productivo por

varios años. La mayor parte de las propiedades en el área de estudio han sido convertidas a agricultura por lo que todos los servicios ecosistémicos necesarios para mantener cultivos productivos deben ser producidos en los mismos terrenos agrícolas por no existir reservas o terrenos no aprovechados. Debido a que la conservación y la agricultura entran en conflicto, es importante que los terrenos destinados a la agricultura produzcan los servicios ecosistémicos para mantener a la población y conservar el Amazonas. Los agricultores están consientes de los beneficios del manejo del barbecho y la diversidad de cultivos.

Nair, P.K.R., Tonucci, R.G., Garcia, R., Nair, V.D. (2011). Silvopastoral and carbon sequestration with special reference to Brazilian savanna (Cerrado). En Nair, P.K.R. (Ed.), Carbon sequestration potential of agroforestry systems: Opportunities and challenges (pp. 145-163). Nueva York: Springer Science.

Desde 1960, la sabana brasileña de El Cerrado que cubre 200 millones de hectáreas ha sufrido la conversión a pastizal para ganado, con un área actual de potreros estimada en 35 a 50 millones de hectáreas. En los últimos 20 años han habido esfuerzos para convertir estos potreros a plantaciones de eucalipto como sistemas silvopastoriles. La cobertura de estos sistemas se ha estimado en 14 mil hectáreas. La conversión a un sistema silvopastoril a partir de los potreros comienza con el cultivo de arroz o soya por dos años, seguido de la siembra en hileras de árboles de eucalipto con un espacio entre las hileras que permita pastar al ganado. El cultivo de árboles mejora la humedad del suelo, creando así mejor calidad del forraje en la época seca. En el tercer año se siembra pasto (*Brachiaria brizantha*) y seis días después se introduce el ganado. En el rancho Fazenda la fertilización del pasto con N y K mejoró su producción y dio como resultado un mayor peso vivo de los animales, en proporción directa con la cantidad de fertilizante usado. Las leguminosas forrajeras son una alternativa a la fertilización. Un ganadero observó un aumento de 40% en el peso del ganado en el sistema silvopastoril en comparación con los potreros de pasto. Este artículo cita otros estudios y las diferencias en el aumento de peso del ganado bajo diferentes densidades de árboles en los sistemas silvopastoriles en Brasil. Un beneficio extra al aumento en el peso del ganado es el potencial de estas tierras para la captura de carbono bajo el esquema agroforestal. El potencial de almacenamiento de carbono de los sistemas silvopastoriles depende de la densidad de árboles, las especies y otros factores.

Pagiola, S., Arcenas, A., y Platais, G. (2005). Can payments for environmental services help reduce poverty?: An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, 33(2), 237-253.

Aunque el enfoque de pago por servicios ecosistémicos (PES) fue creado como una manera de mejorar la eficiencia del manejo de recursos naturales, algunos autores argumentan que los PES también pueden impactar positivamente la pobreza otorgando dinero a los agricultores pobres por el buen manejo de sus tierras. La magnitud del impacto depende de cuántos participantes del PES son pobres, cuánto se les paga y su capacidad para participar en el programa.

En algunos casos, se asume que los impactos positivos van a ocurrir automáticamente, mientras que en otros sistemas PES, el programa se dirige específicamente en los usuarios de la tierra pobres. El *Proyecto de Manejo Integrado de Recursos Naturales en el Altiplano Occidental* en Guatemala se dirige a los hogares rurales pobres como beneficiarios. En Guatemala, las 77 cuencas hidrológicamente más sensibles (en una pendiente de 8% o más y entre la agricultura y el bosque) tienen una tasa de pobreza de 70% e incluyen a una tercera parte de la población pobre del país. Por lo tanto, es posible que los pobres se estén beneficiando de los pagos de este programa PES. También el *Proyecto de Gestión Ambiental Nacional* en El Salvador relaciona explícitamente los objetivos de reducción de la pobreza con el manejo de los recursos naturales con base en los mercados, dirigiéndose a pequeños agricultores. Sin embargo el pago del PES por sí mismo puede no ser una buena medida de los beneficios económicos a los participantes. Una medida más indicativa puede ser medir el pago neto del costo de oportunidad por adoptar el uso de

suelo promovido por el PES. Sin embargo, una ventaja para los beneficiarios del PES es contar con una fuente estable de ingreso, aun cuando el pago únicamente represente un porcentaje pequeño de lo que ellos ganan.

El establecimiento de los programas PES también pueden impactar social y culturalmente la vida de los pobres ya que requiere fortalecer y crear instituciones, poniendo en contacto a los actores interesados y fomentando las relaciones de comunidad. El programa PES en Pimampiro, Ecuador ayudó a crear una capacidad institucional en la comunidad de la Nueva América que les dio el poder de influir en la decisión municipal de hacer cumplir las regulaciones ambientales. De este modo, el capital social es un beneficio de los programas PES.

Pagiola, S., Rios, A.R., Arcenas, A. (2008). Can the poor participate in payments for environmental services?: Lessons from the silvopastoral project in Nicaragua. *Environment and Development Economics*, 13, 299-325.

Este artículo examina la capacidad de la población pobre y en extrema pobreza de participar en los programas de pago por servicios ecosistémicos (PES) en la zona de Matiguas-Río Blanco en Nicaragua, durante un esfuerzo para convertir potreros a sistemas de producción silvopastoril. Los investigadores abordaron la pregunta de si los hogares pobres que eran elegibles a participar en el programa PES eran capaces de hacerlo, ya que se requería que realizaran cambios en el uso de suelo y tomaran acciones antes de recibir la compensación del PES. Los programas PES son atractivos para los propietarios de la tierra porque el pago es predecible y se extiende por el periodo del contrato, y el pago no fluctúa con los extremos climáticos o con las condiciones del mercado, como pasa con el ingreso proveniente de la agricultura. Al principio del proyecto el uso del suelo en Matiguas-Río Blanco era de 63% de pastizal, donde aproximadamente 50% estaba degradado y 25% sin árboles. A los propietarios que cumplían con el mínimo de los requerimientos se les ofreció participar en las actividades silvopastoriles, las cuales requerían cambios en el uso del suelo. Hubo 28 diferentes usos del suelo identificados en este proyecto, cada una con un puntaje para el servicio ambiental de modo que el pago aumentaba para los cambios más difíciles con mayores beneficios para conservar la biodiversidad y la captura de carbono. El primer año del pago por el cambio en el uso del suelo fue 2004, y los cambios abarcaron 17% del área. Los cambios implicaban desde sembrar semilla mejorada de pasto a plantar una alta densidad de árboles. Después del primer año, el área con el pastizal degradado se redujo de 869 a 402 hectáreas, el pastizal natural con una alta densidad de árboles aumentó de 382 a 471 hectáreas, y el pastizal mejorado con alta densidad de árboles aumentó de 167 a 279 hectáreas. Asimismo se instaló una cerca de 110 km. El área usada para la producción disminuyó de 232 a 161 hectáreas. Los hogares pobres y extremadamente pobres estuvieron altamente involucrados en los cambios en el uso del suelo, contribuyendo con 51% de la reducción del pastizal degradado y 70% de la reducción en la producción de cultivos. La participación de los hogares pobres no estuvo limitada a las prácticas más sencillas y baratas a pesar de su poca capacidad de obtener créditos, sin embargo hubo evidencia de que los hogares en extrema pobreza tuvieron menos capacidad de participar.

Paris, T. (2002). Crop–animal systems in Asia: Socio-economic benefits and impacts on rural livelihoods. *Agricultural Systems*, 71(1), 147-168.

** incluye datos cualitativos**

Incluye casos de estudio sobre sistemas agrícolas integrados con empresas agrícolas y ganaderas. A partir de estudios agrícolas y la investigación de organizaciones internacionales se han desarrollado varias opciones de manejo para aumentar la productividad agrícola y ganadera, así como el ingreso, al mismo tiempo mantener el equilibrio ecológico. Esta revisión se centra en los impactos socioeconómicos de los

nuevos sistemas y estrategias de los agricultores pobres en el sur de Asia. Incluye información relevante sobre análisis de costo-beneficio de sistemas silvopastoriles y agroforestales y sus repercusiones sobre el mejoramiento en las condiciones de la cuenca, así como información cualitativa sobre dichas mejoras.

Pascual, U., Muradian, R., Rodriquez, L.C., y Duraiappah, A. (2010). Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. *Ecological Economics*, 69, 1237-1244.

Este artículo examina el potencial que tiene el pago por servicios ambientales para la reducción de la pobreza en caso de que el proyecto adopte un enfoque de política coasiano bajo el argumento de que la eficiencia de los resultados de un enfoque coasiano pueden cambiar, o bien reforzar, las estructuras actuales de poder y mantener distribuciones inequitativas. El tema de la justicia en la distribución de los pagos por servicios ecosistémicos (PES) ha sido abordado de distinta forma por distintos proyectos. En México, el programa nacional de PES para la captura de carbono distribuye los fondos a las comunidades más que a los individuos, y se toman decisiones colectivas para asignar los pagos al bienestar común a partir de la mejora de infraestructura, educación, salud, etc. En Costa Rica, el esquema PES para la conservación de los bosques a cargo de FONAFIFO paga a todos los propietarios la misma cantidad de dinero por hectárea implementada. El Proyecto de Jesús de Otoro en Honduras paga sobre la base de la provisión de servicio esperada, determinando la cantidad a pagar con relación al tipo de bosque y al número de prácticas adoptadas por el agricultor. En Ecuador, el proyecto PRONAFOR paga a los propietarios con base en la cantidad estimada de captura de carbono en cada terreno. El artículo señala que el ingreso proveniente de los PES no necesariamente da como resultado que los beneficiarios se encuentren en mejor situación, observando que el cambio de uso de suelo de agricultura a bosque puede resultar, por ejemplo, en una disminución en el abastecimiento local de alimentos. Los autores mencionan también los posibles problemas sociales asociados con los esquemas PES, como por ejemplo poner en riesgo la identidad, modo de vida y sustento de las tribus pastorales al excluir el ganado de grandes superficies de terreno. También señalan que los esquemas PES pueden ser una manera efectiva para la redistribución del ingreso, como ocurrió en México para los servicios relacionados con el agua donde participaron comunidades forestales muy pobres. Concluyen que ambos, eficiencia y equidad, deben ser consideradas en el planteamiento de los esquemas PES, y que se puede lograr un mejor equilibrio cuando los actores interesados tienen un poder de negociación equitativo en la definición de la distribución justa de los beneficios del programa.

Postel, S. L., Thompson, Jr., B. H. (2005). Watershed protection: Capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, 29, 98–108.

incluye datos cualitativos con buenas referencias

Revisión bibliográfica de cómo y cuándo debe llevarse a cabo la protección de las cuencas. Presenta como caso de estudio Bogotá, Colombia en donde el agua potable proviene de un ecosistema de alta montaña que se encuentra intacto y cuya vegetación absorbe, filtra y descarga agua limpia de modo tal que el único tratamiento que se le da es clorarla. Esto da como resultado agua para beber a muy bajo costo, sin embargo dicha situación está en riesgo debido a que los humedales están siendo convertidos a agricultura para sostener el crecimiento poblacional. Un caso de estudio en Honduras demuestra los efectos económicos negativos de la conversión de las tierras no protegidas. Mientras una cuenca pequeña con mucha pendiente está siendo convertida a agricultura y desarrollos urbanos sin medidas de protección, el agua potable se está encareciendo debido a la necesidad de usar químicos y filtros de arena para tratarla.

El artículo describe mecanismos normativos para proteger las cuencas. En Quito, Ecuador, se estableció el fideicomiso FONAG con el fin de pagar a los propietarios en la cuenca para proteger el suministro de agua. Ochenta por ciento del agua potable provenía de una zona usada por 27 mil personas para el

ganado, la producción lechera y la extracción de madera. Corriente abajo se encuentran los usuarios del agua potable (suministro de agua municipal), la agricultura de irrigación, plantaciones de flores y estaciones hidroeléctricas. El fondo FONAG recibió fondos por parte de agencias gubernamentales y organizaciones privadas, mientras que un administrador financiero independiente invirtió los fondos. No obstante, este programa es voluntario y carece de estimaciones cuantitativas de los ahorros económicos que logra. En Costa Rica, una ley de 1996 da a los propietarios de la tierra una cantidad de dinero para cubrir el costo de oportunidad de la conversión de tierras y así mantener los servicios hidrológicos, de fijación de carbono, biodiversidad y turismo/recreación. Sin embargo, únicamente contrata a propietarios privados que cuentan con título de propiedad, tiene altos costos de transacción y favorece a los propietarios privados medianos y grandes más que a los pequeños propietarios que son campesinos o indígenas que viven en el 20% de los bosques naturales que se localizan fuera de las áreas protegidas. Para mantener el fondo FONOFIFO se requiere que el gobierno aumente los pagos por beneficiario más que depender del impuesto nacional sobre las ventas de combustible fósil o en los préstamos de Banco Mundial. Los productores de energía hidroeléctrica dependen de la cuenca para poder generar constantemente la energía. Hasta ahora una planta ha reconocido la necesidad de los servicios de la cuenca y paga a los usuarios de la tierra \$10 por hectárea ya que cada metro cúbico de agua perdido resulta en una pérdida de un kilowatt de electricidad, asegurando así 460 mil metros cúbicos de agua por año para la producción de energía. Esto representa una cuarta parte de lo que el gobierno recompensa a los propietarios por participar en la conservación.

Pretty, J. N., Morison, II, J., y Hine, R.E. (2003). Reducing food poverty by increasing agricultural sustainability in developing countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(1), 217-234.

A partir de encuestas realizadas entre 1999 y 2000 se analizaron 208 proyectos en 52 países en vías de desarrollo, en los cuales 8.9 millones de agricultores adoptaron mejores prácticas de manejo (BMP) para la agricultura usando prácticas y tecnologías ambientalmente sensibles en 28.92 millones de hectáreas, representado 3% de los 960 millones de hectáreas de cultivos herbáceos y permanentes en África, Asia y Latinoamérica. El mejoramiento en la producción de alimentos ocurrió a partir de la intensificación de un solo componente del sistema agrícola; la incorporación de un nuevo elemento productivo al sistema agrícola; un mejor uso del agua o de la tierra para aumentar la intensidad de los cultivos; un aumento del rendimiento por hectárea de los alimentos básicos a través de la introducción de elementos regenerativos, nuevas variedades de cultivos y razas animales localmente adecuadas.

Los 89 proyectos con datos de rendimientos mostraron un aumento en la producción de alimento por hectárea promedio de 93% por proyecto. El incremento promedio ponderado entre estos proyectos fue de 37% por finca y 48% por hectárea. En 80 proyectos con pequeñas fincas de cereal, 4.42 millones de fincas en 3.58 millones de hectáreas aumentaron la producción de alimento para el hogar en 1.71 toneladas al año. Las prácticas que llevaron a estos aumentos fueron el aumento en la eficiencia del uso del agua, las mejoras en la salud y fertilidad del suelo, así como el control de plagas con un uso mínimo o sin uso de pesticidas.

Pretty, J.N., Noble, A.D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R.E., Penning de Vries, F.W.T. y Morison, II, (2006). Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environmental Science & Technology*, 40(4), 1114-1119.

Los científicos estudiaron 286 proyectos agrícolas de pequeña escala en 57 países pobres en donde se implementaron varias técnicas para conservar los recursos naturales (intervenciones) y que han resultado en un aumento en la producción de los cultivos. Las prácticas agrícolas sustentables usadas incluyeron manejo integrado de plagas, manejo integrado de nutrientes, labranza de conservación, agroforestería, acuicultura, captación de agua, e integración del ganado. En cuatro años muestrearon una vez 268

proyectos y dos veces 68 proyectos y los clasificaron dentro de las 8 categorías de la FAO y el Banco Mundial. El rendimiento promedio del cultivo en estos proyectos fue de 79%. Todos los cultivos mostraron ganancias en la eficiencia en el uso del agua, especialmente los cultivos de secano. El aumento observado en la producción agrícola durante cuatro años en las fincas pequeñas y pobres que han usado técnicas de agricultura sustentable tiene un importante potencial para evitar los costos ambientales y económicos. Aunque no existen estimaciones específicas sobre los costos evitados, los servicios de la cuenca que fueron impactados consistieron en el control de la erosión, el rendimiento hídrico, el control de las inundaciones, y sus beneficios se extienden a otros problemas ambientales y sociales, como son el cambio climático, la pérdida de biodiversidad y el hambre en el mundo debido al crecimiento poblacional.

Rosset, P.M., et al. (2011). The Campesino-to-Campesino agroecology movement of ANAP in Cuba: Social process methodology in the construction of sustainable peasant agriculture and food sovereignty. *Journal of Peasant Studies*, 38(1), 161-191.

Este artículo describe como los cubanos fueron capaces de aumentar la producción de alimentos sin el uso de los insumos agrícolas convencionales costosos sustituyéndolos con insumos ecológicos y creando sistemas agrícolas más diversos (la transición a la agroecología). El artículo describe la historia del movimiento y cómo despegó en Cuba, definiciones de agroecología, explicaciones de por qué es efectivo el movimiento social, y proporciona evidencia del aumento en la producción del sector campesino y de la resiliencia al cambio. Esto se debió a la metodología de los procesos sociales y a los movimientos sociales de base que se formaron (Campesino a Campesino –CAC- y Asociación Nacional de Agricultores Pequeños- ANAP los cuales forman parte del movimiento agrario internacional La Vía Campesina) más que al hecho de que las alternativas a la agricultura convencional estuvieran disponibles.

La organización internacional La Vía Campesina concibe esencialmente dos modelos de agricultura: la agricultura campesina y el agro negocio. Ellos consideran que reproducir el modelo del agro negocio en las parcelas campesinas usando químicos, semillas comerciales y maquinaria pesada trae como consecuencia la exclusión y la destrucción ambiental. El alto costo de los agro negocios ha impulsado al desarrollo de insumos alternativos, los cuales no dependen de los precios cambiantes del petróleo de los que sí depende el costo de los insumos convencionales. El Movimiento Agroecológico de Campesino a Campesino en Cuba (MACAC) es un ejemplo importante de agricultura campesina sustentable y de metodologías de extensión de campesino a campesino por lo que este reporte se elaboró para evaluar la experiencia cubana, identificar nuevos pasos y elaborar estrategias que sean accesibles a La Vía Campesina en otros países que trabajan con agroecología.

Los investigadores viajaron dos veces por toda Cuba, en 2008 y 2009. Visitaron docenas de fincas, realizaron talleres, y se reunieron con líderes de distintos niveles de la ANAP. Revisaron los archivos y documentos internos del MACAC.

En los años noventa la pérdida de relaciones comerciales resultó en un colapso de la producción de alimentos debido a la pérdida de fertilizante importado, pesticidas, tractores y petróleo. El país reorientó su agricultura para que dependiera menos de los insumos importados y terminó superando la agricultura de otros países latinoamericanos, con una tasa anual per cápita de crecimiento de la producción de alimento entre 1996 y 2005 de 4.2%.

La metodología más exitosa para promover la innovación agrícola, compartir y aprender es el método campesino a campesino del movimiento MACAC. Comenzando en los años setenta, esta forma de comunicación se diseminó desde Guatemala y eventualmente llegó a Cuba en los años noventa. Los promotores de la agroecología son reclutados a partir de agricultores que son reconocidos por los demás agricultores por implementar exitosamente prácticas agroecológicas siendo innovadores en sus propias fincas. A excepción de la satisfacción de ser un buen modelo a seguir no hay compensación por ser

promotor, de otro modo, la gente consideraría que los promotores no creen en la tecnología misma, sino que la estarían promoviendo para obtener un salario. Además existen facilitadores que arreglan visitas entre los campesinos que necesitan soluciones y los promotores que las tienen y organizan talleres para ayudar a mantener el modelo andando. Si un facilitador particular no es considerado efectivo puede ser despedido por los campesinos.

Las estadísticas presentadas en el artículo incluyen:

- En el 2008, las fincas fueron clasificadas por promotores, facilitadores y coordinadores de acuerdo con el grado de avance e integración de las prácticas agroecológicas: 1 representa poca integración, 3 representa alta integración, y la clasificación se basa en 31 criterios.
- Las familias que reciben los puntajes más elevados ganan el respeto y el honor de la comunidad y la cooperativa.
- 12 años después de que el CAC llegara a Cuba, entre 2008 y 2009, los resultados son impresionantes: El número de familias creció de 200 en 1999 a 110,000 en 10 años. En 2009 habían menos de 350 mil familias en el sector campesino en Cuba, esta cifra representa un tercio de las familias uniéndose al movimiento en solo 10 años: 12,000 campesinos promotores, 3,000 facilitadores y 170 coordinadores.
- Los campesinos que no son miembros del MACAC también han adoptado prácticas agroecológicas al observar el éxito que tienen sus vecinos del movimiento, 64% de los cuales usan métodos orgánicos para mejorar el suelo y 82% usan métodos ecológicos de manejo de plagas.
- La figura 4 exhibe ventas facturadas de 2008 y muestra que 33 fincas en Sancti Spiritus tienen el nivel más alto de integración agroecológica (categoría 3) y el mayor valor de producción. La categoría 1 tiene ganancias de 600 pesos/ha/año y 2,300 pesos/trabajador/año. La categoría 2 tiene ganancias de 900 pesos/ha/año y 3,700 pesos/trabajador/año. La categoría 3 tiene ganancias de 2,400 pesos/ha/año y 6,700 pesos/trabajador/año.
- En el 2002, CAC se convirtió en un movimiento en Cuba y la sustitución de insumos abrió el camino a la integración de las prácticas agroecológicas. En 2006-2007, la agroecología avanzaba bajo condiciones normales, en el 2008 la agricultura cubana fue golpeada por 3 huracanes, pero la agricultura campesina fue resiliente y la producción únicamente cayó 13%. En el 2009, la producción del sector campesino sobrepasó las expectativas del plan de producción nacional.
- La figura 5 muestra la producción total del sector campesino en Cuba. La producción total del 2002 fue de 75, del 2006 alrededor de 175, en el 2007 alrededor de 205, en el 2008 de 175 (huracanes) y se proyectó que sería de por lo menos 275 en el 2009. Esto coincide con el crecimiento del movimiento agroecológico.

Otra manera de ver la relación entre los campesinos, la producción de alimentos y la agroecología es observando los datos de producción y el uso de agroquímicos:

- La producción de vegetales cayó 65% de 1988 a 1994, pero para 2007 estuvo 145% por encima de los niveles de 1988. Esto corresponde con un uso de 72% menos de químicos agrícolas en 2007 que en 1988.
- Los cultivos de frijol se redujeron 77% en 1994, pero para 2007 aumentaron 351% con relación a la producción de 1988 con una disminución de 55% en el uso de agroquímicos.
- El cultivo de raíces y tubérculos cayó 42% en 1994, pero para 2007 sobrepasaron 145% los valores de 1988 con una reducción del 85% en el uso de agroquímicos.

- La caña de azúcar no es un cultivo campesino. Datos contrastantes: el rendimiento cayó 25% por debajo de los niveles de 1988 y para 2007 volvieron a caer 3%, lo que corresponde con el periodo en el cual la producción campesina dio un salto. No cambiaron el uso de agroquímicos.
- Clima: en 2008 tres huracanes golpearon a Cuba. En las provincias Holguín y Las Tunas, 40 días después del huracán los investigadores observaron grandes áreas de monocultivos industriales únicamente con 5% del cultivo en pie. En las fincas agroecológicas con sistemas agroforestales de varios pisos solamente el 50% del cultivo más alto estaba caído mientras que las capas más bajas estaban creciendo rápidamente debido a la nueva exposición al sol. Las familias campesinas guardaron los árboles caídos y los replantaron la mañana siguiente del huracán.
- Estructura social: Los investigadores también observaron que la transición a la agricultura agroecológica puede tener impactos en las estructuras de poder. Las entrevistas con los campesinos revelaron que con la agricultura convencional los hombres estaban a cargo pues el dinero y los insumos les llegaban a ellos. Con la diversificación de la finca, los investigadores observaron y fueron informados que los cultivos en hilera son manejados por los hombres mientras que los animales, la lombricultura y las plantas medicinales podían ser del dominio de las mujeres y permitirles recibir un ingreso. Se observó que los adolescentes y niños están asociados con los animales, mientras que los frutales y conservas son manejados por los abuelos. Sin embargo, únicamente el 12% de los facilitadores y 8% de los promotores del movimiento CAC son mujeres por lo que se necesita poner más esfuerzo en hacer activistas a las mujeres y capacitarlas para que puedan ser promovidas.
- Uno de los factores que frenaron el desarrollo del proceso CAC y la difusión de la agroecología fue cuando los promotores no conservaron su humildad y fueron vistos como agentes de extensión o técnicos externos. Aunque el monitoreo es importante se observó que cuando los promotores tuvieron que batallar con la burocracia, por ejemplo con el papeleo para reportar resultados, también se frenó el proceso.
- Los factores que hicieron exitoso el movimiento CAC fueron el respeto por la cultura y costumbres locales en cada comunidad. Los casos más exitosos involucraron y se construyeron sobre la base de las habilidades y el respeto por los líderes locales, usaron estructuras locales como la asamblea cooperativa e involucraron a posibles aliados locales como escuelas y maestros o doctores.
- MACAC fue importante para crear nuevos liderazgos de base dentro de ANAP ya que los campesinos que se convierten en promotores capacitan y ayudan a otros campesinos, ganando el respeto de sus compañeros. Luego son elegidos para posiciones de liderazgo en sus cooperativas y pueden llegar a posiciones nacionales, creando una nueva generación de líderes creada de abajo hacia arriba (*bottom-up*).
- La historia de MACAC en Cuba muestra que los agroecosistemas más integrados son más productivos pero que no pueden ser difundidos son el proceso social de intercambio de conocimiento entre campesinos y la auto organización campesina. Los factores limitantes no son técnicos sino más bien sociales y metodológicos.
- Para poder aumentar la escala de la agroecología es necesario contar con una metodología similar a la CAC y organización campesina.

Ruiz-De-Ona-Plaza, C., Soto-Pinto, L., Paladino, S., Morales, F., y Esquivel, E. (2011).

Constructing public policy in a participatory manner: From local carbon sequestration project to network governance in Chiapas, Mexico. En Nair, P.K.R. (Ed.), *Carbon sequestration potential of agroforestry systems: Opportunities and challenges* (pp. 247-262). Nueva York: Springer Science.

Este artículo revisa el proyecto Scolel Te asociado con la captura de carbono a través de sistemas agroforestales y forestería en Chiapas, México, desde 1996. El artículo reporta que el Scolel Te ha evolucionado a un sistema estructurado para las transacciones de carbono que actualmente está siendo

usado en otros países bajo el sistema Plan Vivo. Los autores recomiendan el uso de la gobernanza por redes que se basa en soluciones alcanzadas a partir del consenso de los diversos actores interesados, más que un enfoque exclusivamente sustentado en las transacciones del mercado, esto debido a que la colaboración con los actores interesados permite considerar mejor los problemas sociales y éticos asociados con la conservación de los ecosistemas. En el momento de la publicación, en el proyecto habían participado un total de 677 productores de 62 comunidades en Chiapas, participado en actividades que ascendían a 2000 hectáreas de carbono capturado, 2660 hectáreas de emisiones evitadas y más de 7500 hectáreas de terrenos en conservación o restauración. Los participantes eran pequeños propietarios de 5 grupos lingüísticos mayas quienes participaron ya sea con propiedad privada o propiedad común. En los grupos de trabajo se involucraba la representación de los agricultores para la toma de decisiones. Las actividades agroforestales implementadas incluían la mejora de las zonas de barbecho, siembra de árboles en la producción de café, conservación, restauración y uso de cercos vivos en los potreros. No se reportan los impactos en la calidad del agua. Aunque los participantes eran pagados con base en las actividades realizadas por hectárea, el impacto económico en los hogares no ha sido sustancial. Aunque los datos sugieren que entre el 1 y el 25% del ingreso del hogar viene de los pagos por carbono, se podría tener un mejor ingreso con la producción de maíz en los mismos terrenos. No ha habido cambios en las estrategias de subsistencia a raíz de los pagos de carbono y tampoco ha habido un aumento en el ingreso de los hogares, sin embargo el reporte identifica la venta de madera sustentable como una actividad productiva futura posible.

Southgate, D., y Wunder, S. (2007). *Paying for watershed services in Latin America: A review of current initiatives*. Working Paper 07-07. Sustainable Agriculture and Natural Resource Management Collaborative Research Support Program and Office of International Research, Education and Development, Virginia Polytechnic Institute and State University.

Este reporte resume brevemente los proyectos de pago por servicios ambientales (PES) relacionados con la conservación de cuencas en varios países de Latinoamérica. Resaltan que en Bolivia el gran escepticismo en el manejo de los recursos naturales y PES ha frenado la adopción de estas prácticas, con base en el supuesto de que el objetivo oculto detrás es privatizar los recursos públicos. En Venezuela, el retraso en la adopción de los PES se debe a que tienen una economía cerrada grande, y en las montañas bolivianas debido a la naturaleza de su fuerte cultura indígena. Venezuela y los Andes de Perú tienen el potencial para tales proyectos, pero los compradores del servicio no han querido pagar por ellos. Ecuador y Colombia tienen la mayoría de los ejemplos exitosos en la implementación de las estrategias PES. El reporte resume tres casos de estudio de la implementación exitosa de PES: Pimampiro (Ecuador), Fondo para la conservación de agua (FONAG) en Quito (Ecuador), y el Programa de pago por servicios ambientales hidrológicos en México. El PES en Pimampiro está basado en la participación voluntaria de ambos, compradores y vendedores de los servicios ambientales. Los PES son pagos condicionados basados en el uso de prácticas de mantenimiento del uso del suelo, ya sea de protección del bosque prístino o la restauración no asistida, con una revisión periódica de los terrenos para asegurar el cumplimiento con el programa. Estos pagos vienen del 20% adicional a la cuota de agua que se cobra a los 1,350 hogares que la reciben. Como resultado del PES, casi ha cesado la extracción de madera en Pimampiro (mientras continúa en zonas adyacentes) y se ha permitido que el 14% de las tierras agrícolas previas se reviertan a vegetación natural. Los pagos por hogar de \$0.50 a \$1.00 dólares por hectárea están muy por debajo del costo de oportunidad, sin embargo los propietarios que tienen una baja capacidad para desmontar ganan económicamente al aceptar estos pagos. No se mencionan los cambios económicos o sociales que resultan del segundo caso de estudio del FONAG. El tercer caso de estudio sobre los servicios ambientales hidrológicos en México observa una estrategia para ubicar sitios con una alta cobertura de bosque a proteger, pagando \$40 dólares/ha/año por el bosque de niebla y \$30 dólares/ha/año por otro tipo de cobertura forestal. Estos montos son cubiertos por tarifas pagadas por usuarios federales del agua, apoyando a la población pobre que habita las zonas forestales. Entre 72 y 83% de

los pagos fueron hechos a áreas caracterizadas por tener niveles de pobreza altos o muy altos, de modo que los hogares pobres aumentaron su ingreso familiar en 10%. Los pagos para la tierra con propiedad comunal por lo general son usados para mejorar la infraestructura del pueblo. Las mejoras hidrológicas resultado de los servicios ambientales hidrológicos aún no han sido identificadas o cuantificadas.

Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research: Yakarta, Indonesia.

Este libro examina el pago por servicios ambientales (PES) como uno de los enfoques dentro de la cartera general de los enfoques de conservación y describe también las consideraciones prácticas en la selección de la ubicación y diseño del esquema de PES. Wunder define el alcance en el cual es probable que el PES tenga éxito con base en una revisión bibliográfica y sus observaciones directas de los proyectos (el libro está lleno de bellas imágenes). Afirma que los usuarios de PES solamente pagarán por los esquemas que puedan demostrar claramente la adicionalidad, y que los PES son más adecuados en escenarios de amenaza moderada, generalmente en tierras marginales. En la Amazonia brasileña los gobiernos han declarado grandes áreas protegidas y expresado su interés en obtener una recompensa de PES por esta conservación, sin embargo las bajas tasas de deforestación en estas zonas remotas no los hace candidatos probables al PES ya que la amenaza a la destrucción del bosque es baja y muy lejana en el tiempo. En el otro extremo del espectro está el Mato Grosso (Brasil) donde la rápida expansión del cultivo de soya y la ganadería están causando la deforestación. Aunque la amenaza al ambiente es alta, las fuerzas económicas del costo de oportunidad de las actividades agrícolas y ganaderas rentables en el Mato Grosso hacen que el esquema PES tenga pocas posibilidades de éxito en esa zona. Sugiere que un candidato más adecuado para un esquema PES exitoso es un escenario de amenaza moderada como el que se observa en el Acre (Brasil) donde los proyectos carreteros están creando rutas que facilitan la expansión de la producción maderera y ganadera, pero donde la gente está creando un movimiento base de conservación, Governo de Floresta. Acre representa el escenario de amenaza media, donde los costos de oportunidad están subiendo (pero no excesivamente) y la amenaza al ambiente es predecible, siendo la ubicación más factible para un esquema PES exitoso. Asimismo, el autor ofrece una visión sobre otras cuestiones del PES: ¿Quién paga? ¿Cómo se paga? ¿Cuáles son los problemas relacionados con el pago a los pobres? y ¿Cómo diseñar un esquema PES?. Ofrece ejemplos de los efectos que tienen los PES sobre los vendedores del servicio, y señala los siguientes ejemplos de casos donde la gente se benefició con el esquema: Costa Rica donde para un cuarto de las familias el PES representaba el 10% del ingreso familiar, Virilla (Costa Rica) donde el PES representaba en promedio el 16% del ingreso familiar en efectivo, la Península de Osa (Costa Rica) donde los pagos del PES sacaron de la pobreza a más de la mitad de los beneficiarios y Pimampiro (Ecuador) donde los pagos ascendieron a más de 30% de los gastos en alimentos, medicina y educación.