



BORRADOR (NO CITAR) – DRAFT (DO NOT CITE)

Los Servicios Ambientales de los Parques Nacionales Amboró y Carrasco, Bolivia, y la Factibilidad de su Valoración

**Conservación Estratégica – CSF
Fundación Amigos de la Naturaleza – FAN**

Informe Final

Junio 2006

WWF-Bolivia

USAID

Resumen Ejecutivo

Este informe tiene como objetivos describir los procedimientos generales de la valoración ambiental, valorar algunos de los bienes y servicios que provienen de los Parques Nacionales Amboró y Carrasco, y orientar futuras iniciativas de valorar los beneficios económicos de áreas protegidas bolivianas.

Realizamos estimaciones del flujo de beneficios en términos de secuestro de carbono y la producción de agua para riego. El valor de emisiones de dióxido de carbono que podrían ser evitados con manejo adecuado de los parques y el Área Natural de Manejo Integrado del Amboró fue calculado en US\$ 8,664,739. El estoque total mantenido por estas áreas en forma de biomasa es mucho más grande, pero nuestra estimativa se limitó a las áreas que se consideran amenazadas de deforestación si no son protegidas.

El agua suministrada por los parques para riego tiene un valor estimado entre US\$5,778,076-6,667,013 por año. Esta cifra se basa en un modelaje hidrológico de las micro-cuencas y la aplicación como precio del beneficio marginal producido por el agua en el sistema de riego de Comarapa-Saipina-San Rafael. Este valor y el del carbono representan apenas una fracción del valor total de estas áreas protegidas, que brindan también servicios como recursos pesqueros, oportunidades de turismo, control de erosión e inundaciones, conservación de la biodiversidad y otros. Valoración de estos beneficios esta mas allá del alcance de este estudio.

Este ejercicio ilustra ciertos puntos que deben considerarse al planificar cualquier valoración de los bienes y servicios ambientales del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, o un parque individual. En primer lugar, existe una diversidad muy grande de condiciones biofísicas dentro de las áreas protegidas, sobre todo las grandes, lo que exige varios análisis individuales para alcanzar la meta de llegar a una valoración total del área. Como los valores económicos surgen de una interacción del ser humano con la naturaleza, hay que considerar también la diversidad social y cultural de los grupos humanos receptores de los servicios ambientales. En este contexto aparece el dilema entre el objetivo de precisión, que puede ser alcanzado en estudios puntuales, y el objetivo de traer a la luz valores totales de las áreas protegidas, lo que exige investigación exhaustiva e estandarizada.

La segunda conclusión a la que se puede llegar es que si bien la variación dentro de parques es grande, de un parque para otro es aun más dramática. De esta forma, no hay ningún procedimiento estandarizado de valoración que pueda ser aplicado en cualquier situación, lo que implica un costo elevado para cualquier programa de valoración con buena representatividad de las unidades que componen el SNAP. Lo que sí proponemos son unos directrices que servirán para nortear futuras investigaciones. En ese sentido sugerimos lo siguiente:

Primero, que se empiece con un análisis preliminar de los tipos de valores generados por un determinado ecosistema, siguiendo una taxonomía que asocie métodos de valoración con cada tipo de valor (como la que se presenta abajo, en la Tabla 2, por ejemplo). Después, proponemos que cualquier valor pase por un filtraje estratégico, como este que presentamos a seguir:

Valor →	Valor A	Valor B	Valor C
Criterios			
Magnitud biofísica del recurso afectado			
Cantidad de beneficiarios			
Escasez de sustitutos			
Facilidad de medición confiable			
Pertinencia para los tomadores de decisión			

Este proceso permite que se analice la importancia, factibilidad y relevancia de cualquier estudio de valoración antes de iniciar. Para ser prioridad para la valoración, un bien o servicio natural tiene que tener importancia en relación a otros debido a su magnitud, número de beneficiados y carencia de sustitutos. Además, debe ser práctico para medir y relevante para el público que se pretenda alcanzar con la información.

Las áreas protegidas de Bolivia presentan interesantes posibilidades para futuros estudios de valoración. Estos estudios tendrán más éxito e impacto en la medida que se sigan pasos estratégicos para la selección de áreas de estudio y valores de enfoque. Señalamos, finalmente, que la planificación económica de los parques y reservas puede ser fortalecida por herramientas analíticas además de la valoración, tales como el análisis económico de amenazas y el desarrollo de planes de negocio.

Tabla de Contenido

<i>Resumen Ejecutivo</i>	2
<i>Tabla de Contenido</i>	4
<i>Introducción</i>	5
<i>La valoración de bienes y servicios ambientales</i>	6
Marco Conceptual.....	6
La importancia de los servicios ambientales	7
Principales técnicas de valoración.....	9
Las experiencias nacionales.....	11
<i>Metodologías y Resultados</i>	13
Agua para riego	13
Secuestro de dióxido de carbono	13
Otros valores.....	16
Potencial turístico de las Cavernas del Repechón	16
Actividad pesquera en Villa Tunari.....	16
<i>Conclusión y Recomendaciones</i>	18
ANEXOS	20
Anexo 1: Método de estimación de disponibilidad de agua de los Parques Amboró y Carrasco.....	21
Anexo 2: Valoración económica del agua, estimando el cambio de productividad en sistemas agropecuarios por riego.....	28
Anexo 3: Estimación del valor del volumen de CO ₂ secuestrado por deforestación evitada en el Corredor Amboró-Carrasco.....	38
Anexo 4: Otros proyectos de riego	50
Referencias Bibliográficas Generales.....	51

Introducción

Para resolver la demanda creciente de alimentos, agua dulce, fibras, maderas y otros bienes en los últimos 50 años, los seres humanos han transformado los ecosistemas más rápida y extensamente que en ningún otro periodo de la historia humana. Es indudable que esta transformación radical del planeta ha reportado beneficios netos para el bienestar humano y para el desarrollo económico. Sin embargo, no todas las regiones ni tampoco todas las personas han sido beneficiadas con este proceso de transformación. De hecho, a un grupo considerable de personas estas transformaciones han afectado negativamente y solo recientemente es posible obtener el valor real de los costos asociados a los beneficios del manejo de los ecosistemas.

El documento *Millennium Ecosystem Assessment*, destaca tres de los problemas principales que nuestra gestión de los ecosistemas. El primero es la degradación de ecosistemas productivos, lo que pone en peligro el futuro bienestar de poblaciones humanas y ya compromete el bienestar de poblaciones que dependen de ecosistemas en su estado relativamente “natural”. La segunda preocupación es que los cambios en ecosistemas pueden ocurrir de forma no lineal, causando impactos grandes, imprevistos y potencialmente irreversibles en ambientes naturales y humanos. Algunos ejemplos de estos cambios son la aparición de enfermedades, las alteraciones bruscas de la calidad del agua, la creación de "zonas muertas" en las aguas costeras, el colapso de las pesquerías y los cambios en los climas regionales. El tercer problema señalado es el de creciente desigualdad entre los grupos de personas, lo que causa conflicto social. Este fenómeno puede ocurrir cuando un uso económico de recursos compromete otro, aumentando la pobreza de poblaciones que ya son desfavorecidas.

La degradación de los servicios que prestan los ecosistemas representa, frecuentemente, un perjuicio significativo al bienestar humano. Existen estudios que demuestran que las consecuencias perjudiciales de la degradación de los servicios de los ecosistemas sobre los medios de subsistencia, la salud y la economía local y nacional son substanciales

“En uno de los estudios más exhaustivos realizados hasta la fecha, en el que se examinan los valores económicos comercializados y no comercializados relacionados con los bosques de ocho países mediterráneos, se constató que la madera y la leña suponían por lo general menos de un tercio del valor económico total de los bosques de cada país. (Véase la Figura 8.) Los valores relacionados con productos forestales no maderables, las actividades recreativas, la caza, la protección de cuencas, la captura de carbono y la utilización pasiva (valores que no dependen de los usos directos), suponían entre un 25% y un 96% del valor económico total de los bosques”.

(Millennium Ecosystem Assessment).

En los últimos 10 años el esfuerzo por determinar el valor monetario de los servicios ambientales que brinda la naturaleza y en particular las áreas silvestres protegidas se ha incrementado considerablemente. Como resultado se logró instalar la discusión sobre la necesidad de conservar nuestros recursos naturales no solo por una cuestión de conservación *per se* sino por el valor indiscutible que los mismos representan en las actividades productivas y las asociadas a la vida en general.

Este documento presenta un marco conceptual en el cual se encuadra el análisis de la valoración de los servicios ambientales, citando en el mismo, algunas de las características y metodologías aplicadas para este tipo de estudio. Seguidamente se presentan cálculos de dos valores específicos cuya medición fue considerado factible y prioritario: el agua para riego y el secuestro de carbono. Finalmente se presentan una serie de conclusiones y recomendaciones orientadas específicamente a futuros análisis que podrían cooperar para tener una aproximación del valor total de las áreas protegidas como Amboró y Carrasco.

La valoración de servicios ambientales

Marco Conceptual

El término servicios ambientales son aquellos beneficios indirectos generados por los recursos naturales. Es decir, es el flujo completo de servicios que son generados indirectamente por un recurso natural o por los ecosistemas en su conjunto a través de su ciclo natural de existencia. Estos servicios ambientales pueden ser considerados como externalidades positivas generadas a través del mantenimiento o incremento de la calidad o cantidad de recursos naturales y servicios de los ecosistemas. Algunos de los servicios ambientales citados en este documento incluyen: Producción y/o disponibilidad de agua para usos diversos; regulación del clima; biodiversidad (potencial presente y futuro); fertilidad del suelo y valores paisajísticos.

Los beneficios que los ecosistemas proveen para los seres vivos son ampliamente reconocidos pero al mismo tiempo poco valorados (Daily 1997). Existe una conciencia generalizada que los ecosistemas naturales están bajo una gran presión, prácticamente en todo el mundo, por la creciente demanda que la economía humana impone sobre ellos. El crecimiento poblacional sumado al aumento de la prosperidad y consumismo de determinados países se traduce en una acelerada tasa de conversión de ecosistemas naturales a áreas destinadas a la agricultura, zonas industrializadas y zonas urbanas. Por otro lado, esta tendencia también incrementa la demanda de servicios prestados por los ecosistemas como la disponibilidad de agua potable y fertilidad del suelo así como la capacidad de los mismos de asimilar los desperdicios producidos. En resumen estamos demandando cada vez más de los ecosistemas al mismo tiempo que reducimos considerablemente su capacidad de satisfacer nuestras necesidades.

Establecer que los ecosistemas y los servicios que ellos proveen son beneficiosos y que los mismos representan un valor determinado dentro de la ecuación de la productividad, inmediatamente nos lleva a preguntarnos ¿Cuál es el valor de estos servicios? En un escenario en el cual los recursos son escasos y debemos tomar decisiones sobre donde invertirlos para obtener el máximo beneficio de nuestra inversión la valoración de los ecosistemas y de los servicios que estos proveen se hace indispensable.

Frecuentemente se argumenta que una de las causas por las cuales los países en desarrollo no destinan los recursos necesarios para conservar porcentajes adecuados de ecosistemas es que no se conoce el valor de los mismos. En general los tomadores de decisión en el proceso de analizar si un área debe ser dedicada a la agricultura prestan muy poca atención a los servicios ambientales que el ecosistema provee y basan sus

análisis en las cosechas anuales que obtendrían. En el mismo sentido, las inversiones a ser realizadas en los países se basan en indicadores como el producto interno bruto, balanza de pagos o el nivel de ingresos por impuestos, variables en las cuales los servicios que brindan los ecosistemas no son reconocidos. Por el contrario, en general indicadores como el producto interno bruto representan actividades que destruyen ecosistemas (explotación acelerada de recursos forestales) y por ende los servicios que estos proveen.

Esta situación ha llevado a un incremento de esfuerzos por valorar los ecosistemas naturales y los servicios que los mismos producen. En los últimos años, este esfuerzo ha aumentado considerablemente nuestro conocimiento sobre el valor de los ecosistemas. Es importante señalar que esta valoración frecuentemente ha sido subutilizada por una falta de precisión al momento de definir claramente los objetivos que se trazan para justificar una valoración o responder a preguntas específicas. Esta tendencia ha resultado en procesos desafortunados en los cuales distintas instancias (Gobiernos, organizaciones de la sociedad civil, medios de prensa) han utilizado valoraciones económicas no precisas, desproporcionadas o en el contexto no adecuado.

La pregunta: ¿Cuál es el valor de un ecosistema en particular? nos lleva invariablemente a pensar en ¿Para quién? o ¿Quién utiliza los servicios proveídos por ese ecosistema? Los servicios ofrecidos por un ecosistema generalmente son percibidos de forma muy diferente por distintos grupos. Para unos pueden representar beneficios y al mismo tiempo para otro grupo con intereses distintos, el asegurar la continuidad de estos servicios, podría representar pérdidas de oportunidades económicas como es el caso de la mayoría de los productores de soja en Argentina, Bolivia, Brasil y Paraguay.

Es en este sentido que, en general para los países en desarrollo generalmente se ven forzados a invertir sus ya escasos recursos por prioridades mucho más “importantes” o inmediatas que el establecimiento de áreas naturales protegidas. Como se expresó en el párrafo anterior, esto es totalmente comprensible, dependiendo del punto de vista del observador. Sin embargo, como se pretende ilustrar en este documento, desde el punto de vista de la conservación, existen considerables beneficios económicos que pueden ser cuantificados para justificar las inversiones en áreas protegidas.

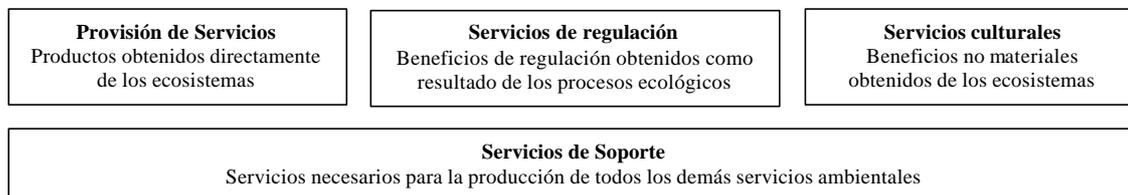
La importancia de los servicios ambientales

La importancia de los ecosistemas, y en general de la biodiversidad, esta dada por diversos motivos, pero habitualmente existe un consenso extendido que los mismos proveen de diversos servicios que sostienen la calidad de vida de los seres humanos y sin los cuales estaríamos en peores condiciones o al extremo, podríamos no sobrevivir.

Los ecosistemas proveen una gran variedad de de bienes y servicios. La mayoría de nosotros estamos más familiarizados con los bienes como plantas y animales comestibles, productos medicinales y materiales de construcción o fibras para tejidos. En este mismo sentido, muchos de nosotros valoramos el aspecto estético o cultural que los ecosistemas nos proveen. Existe sin embargo un aspecto que es menos comprendido: ¿Cual es el nivel de dependencia que tiene la economía de los seres humanos de los ecosistemas para una gran variedad de procesos biológicos y químicos absolutamente indispensables para la vida humana?

El *Millennium Ecosystem Assessment* clasifica los servicios ambientales de acuerdo con la siguiente tipología:

Figura 1: Tipología de servicios ambientales



Fuente: Millennium Ecosystem Assessment (2003)

La tabla siguiente presenta, en base al mismo documento, los principales ecosistemas y servicios que los mismos proveen

Tabla 1. Principales ecosistemas y los servicios proveídos (MA, 2005)

	<i>Tipos de ecosistemas</i>									
	Cultivado	Terrestres	Bosques	Urbano	Agua Dulce	Costeros	Marinos	Polar	Montañoso	Islas
<i>Servicios ambientales</i>										
Provisión de agua			?		?	?		?	?	
Alimentos	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
Maderas, combustible y fibras	?		?			?				
Productos innovadores	?	?	?		?		?			
Regulación de la biodiversidad	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
Ciclo de nutrientes	?	?	?		?	?	?			
Calidad de aire y clima	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
Salud humana		?	?	?	?	?				
Des-toxificación		?	?	?	?	?	?			
Regulación de desastres naturales			?		?	?			?	
Culturales y sociales	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?

Fuente: Millennium Ecosystem Assessment (2003)

Principales técnicas de valoración

Existen varias metodologías aplicadas a los procesos de valoración económica de los servicios ambientales. Como se mencionó anteriormente existen distintos enfoques que deben ser aplicados de acuerdo a las condiciones en las cuales serán analizados los servicios ambientales y al mismo tiempo teniendo en cuenta cuales son los posibles beneficiarios del servicio en estudio. La tabla a continuación, ligeramente adaptada de Pagliola, et al. (2004), presenta un listado de las principales técnicas de valoración económica, el enfoque de las mismas, su más frecuente aplicación, los requerimientos de datos y finalmente sus limitaciones.

Como podrá verse, para lograr una apreciación monetaria la más precisa posible es prudente hacer una combinación de dos o más metodologías a efectos de cubrir todos los aspectos.

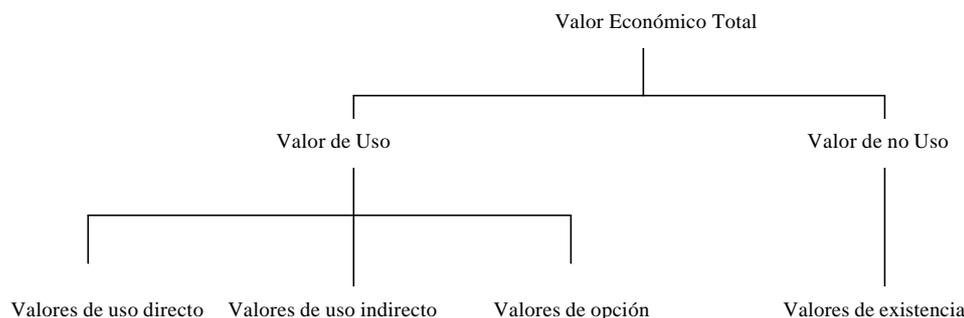
Tabla 2. Técnicas de valoración económica de servicios ambientales

<i>Metodología</i>	<i>Enfoque</i>	<i>Aplicación</i>	<i>Requerimiento de información</i>	<i>Limitaciones</i>
Métodos de preferencias reveladas				
Función de producción o cambio de productividad	Asocia el impacto del cambio en el ecosistema a la productividad	Cualquier impacto asociado a la productividad	Cambio en el servicio, nivel de impacto en la producción, valor neto de los bienes producidos	Datos sobre el cambio del servicio y su consecuente cambio en la producción no muy perceptibles Función de dosis - respuesta, asociada a los servicios ambientales de difícil definición, generalmente sub-identificadas.
Costo de enfermedad (Capital humano)	Asocia el impacto del cambio en el ecosistema a niveles de mortalidad y natalidad	Cualquier impacto que afecta a la salud (e.g. contaminación de agua y aire)	Cambio en el servicio, nivel de impacto en la salud (función de dosis - respuesta) costo de la enfermedad	Tendencia a sobre estimar el valor actual. Debería ser utilizado con precaución
Costo de reemplazo y sus variantes (costo de relocalización)	Utiliza el costo de reemplazar el bien o el servicio	Cualquier pérdida de bienes o servicios	Nivel de pérdida de bienes o servicios y el costo de reemplazarlos	Limitado para beneficios recreacionales. Es complicado cuando el viaje es a múltiples destinos
Costo de viajes	Curva de demanda basada en los costos de viaje	Recreación, parques nacionales con elevado nivel de turismo	Investigación/encuesta para obtener el valor monetario, de tiempo y distancia viajada	Requiere una gran cantidad de información. Muy sensible a especificaciones detalladas
Precios Hedónicos	Efecto de los factores ambientales en el valor de bienes o servicios que incluyen estos factores	Calidad del aire, belleza escénica, beneficios culturales	Precios y características de los bienes y/o servicios	
Métodos de preferencias expresadas				
Valoración Contingente	Encuestas directas sobre la disposición a pagar	Cualquier tipo de servicios	Encuestas orientadas a definir la disposición a pagar por un servicio específico	Muchas posibles fuentes de sesgos en las encuestas debido a prejuicios particulares
Modelo de selección	Lleva a los encuestados a elegir entre un serie de alternativas con atributos particulares	Cualquier tipo de servicios	Encuesta a afectados	Similar a la Valoración Contingente. El análisis de los datos generados es complejo
Otro método				
Beneficios transferidos	Utiliza los beneficios obtenidos en un contexto extrapolándolos a un contexto distinto	Cualquier tipo servicios en los que puedan darse comparaciones razonables	Datos de valoraciones en otras áreas similares	Puede ser muy impreciso debido al cambio de muchos factores aún cuando los contextos parezcan "similares"

Fuente: adaptado de Pagiola et al. (2004)

Finalmente, se hace importante destacar que la valoración económica ofrece una forma de comparar diversos costos y beneficios asociados con los ecosistemas, a través de un intento de medir estos últimos y expresarlos en un denominador común. Para lograr este objetivo uno de los principales enfoques utilizados actualmente es el Valor Económico Total, la suma del valor de no uso, y el valor de uso. Este último se vuelve a clasificar en valores de uso directo, valores de uso indirecto y el valor de opción.

Figura 2. Valor Económico Total



Fuente: Pagliola et al. (2004)

Aún considerando los mandatos y compromisos asumidos en las convenciones internacionales y a través de los distintos programas internacionales de conservación, estos no son suficientes para asegurar la existencia y el flujo adecuado de recursos económicos para las áreas protegidas. La valoración económica de los servicios ambientales es una herramienta de destacar la importancia económica de los ambientes naturales y estimular su conservación.

Las experiencias nacionales

En esta sección del documento se presentan algunas de las experiencias más recientes en el área de valoración económica de los servicios ambientales en Bolivia. Se destacan los resultados más importantes y en su caso las recomendaciones que los mismos emiten para futuros estudios en esta área.

Estudio de Valoración Económica del Servicio Ambiental de Provisión de Agua de la Cordillera de Sama (Juan Carlos Brezó y Carmen Crespo) Elaborado para PROMETA bajo el auspicio de USAID – TNC.

El estudio presenta el análisis de los servicios ambientales, en particular la provisión de agua que la cordillera de Sama presta a la ciudad de Tarija y las comunidades rurales, aunque destaca también los servicios de provisión de agua para generar energía eléctrica, regulación del clima y de microclimas, de los procesos hidrológicos, reservorio de recursos genéticos, pesca deportiva y comercial, etc. Estas funciones enfrentan amenazas como la deforestación, incendios extracción de leña, quemas indiscriminadas, caza furtiva, pastoreo de ganados, entre otras.

El propósito del estudio fue conocer la valoración económica del servicio de provisión de agua. Los autores reconocen que desde un punto de vista ambiental es necesario tomar medidas para detener el deterioro de las fuentes de agua, pero del punto de vista económico se deben realizar evaluaciones tanto de los beneficios como de los costos.

Para determinar estos parámetros se midió en cuanto valora la población el servicio ambiental a través del método de valoración contingente. La actividad principal del trabajo fue la encuesta en el 2001, a 147 personas en la ciudad de Tarija y 118 en las

comunidades rurales. Previamente se encuestó a 30 personas de Tarija y 20 del área rural, para obtener algunos parámetros estadísticos.

Los resultados fueron los siguientes:

Área Urbana:	US\$ 381.026,39/año (Bs 2.598.600,00/año)
Área Rural:	US\$ 103.107,87/año (Bs 703.195,68/año)
Valoración Total:	US\$ 484.133,87/año (Bs 3.301.795,68/año)

Otra forma de entender los beneficios proveídos por el área protegida es evaluar los costos si no se protege a la Cordillera de Sama, aplicando este método a los dos efectos más importantes del deterioro del agua, disminución del agua potable y reducción de la energía eléctrica, se obtuvieron los siguientes resultados:

- US\$ 22.283 por disminución en la producción y distribución de agua potable por parte de COSAALT (Empresa distribuidora de agua);
- y US\$ 236.832 atribuibles a la energía eléctrica que se dejaría de generar en la represa de San Jacinto.

Valoración Total: US\$ 259.115/año

Estudio sobre la Valoración Económica de Servicios Ambientales en la Cuenca del Río Comarapa, Santa Cruz, Bolivia. Steven Shultz, & Bruno Soliz,

En este estudio se utilizó el Método de Valoración Contingente, aplicando encuestas a 211 hogares de la ciudad de Comarapa y a 198 agricultores con terrenos bajo riego en diferentes sectores de la cuenca del río Comarapa. El objetivo principal de este trabajo consistió en determinar la Voluntad de Pago (VDP) de la población urbana y de los agricultores regantes para establecer un fondo ambiental destinado a establecer un programa de manejo de cuencas para mejorar la calidad y cantidad del agua, utilizada tanto para consumo doméstico como para riego en zonas de la cuenca media y baja del río Comarapa.

Se estimaron dos distintos modelos de regresión logística: 1) VDP para agua potable y 2) VDP para agua de riego. Cada uno de los modelos especifica la probabilidad (como variable dependiente) de que un usuario (consumidor de agua potable o regante) esté dispuesto a pagar por una mejora contingente (con respuestas de SI o NO), en función del monto de dinero solicitado (el “*bid*”) y otras variables independientes, como las características socioeconómicas de las personas encuestadas y sus conocimientos y/o usos que tienen o realizan en relación con el recurso hídrico.

Un 61% de la población urbana de la ciudad de Comarapa está dispuesta a incrementar sus pagos mensuales por concepto de consumo de agua potable, con la finalidad de establecer un Fondo Ambiental cuyo objetivo sería el establecimiento de un programa de manejo de cuencas mejorar el suministro de agua potable. El promedio de VDP manifestado fue de 17 Bs./mes, lo cual corresponde a un 68% del pago actual promedio por consumo de agua potable. Considerando que existen aproximadamente 1000 hogares en Comarapa con acceso actual y potencial al sistema de agua potable, se infiere una VDP total de 216.000 Bs. por año, equivalentes a \$US 27.200.

Alrededor de un 57% de los regantes están dispuestos a incrementar sus cuotas actuales por concepto de contribución a las obras del proyecto de riego, con la finalidad de establecer un fondo ambiental destinado a establecer un programa de manejo de cuencas con el propósito de mejorar la calidad y cantidad de agua para riego. El promedio de VDP fue de \$US 27/ha/año equivalente al 34% del promedio de sus cuotas actuales por contribución a las obras del proyecto de riego. Considerando que existen aproximadamente 2.000 hectáreas de terreno bajo riego en la cuenca del río Comarapa, la VDP total manifestada por los regantes resultó en \$US 54.000/año equivalentes a Bs. 429.300.

La VDP total promedio para el establecimiento de un Fondo Ambiental dirigido al establecimiento de un programa de manejo de cuencas cuyo propósito consista en mejorar la calidad y cantidad tanto del agua potable como del agua para riego resultó en \$US 81.000/año, equivalentes a Bs. 645.300/año.

Metodologías y Resultados

En esta sección presentamos los valores estimados para dos servicios ambientales estudiados, la oferta de agua para riego y el secuestro de carbono.

Agua para riego

La protección de cuencas que brindan las áreas protegidas asegura el suministro de agua para fines agrícolas aguas abajo. Esta agua es aprovechada en sistemas de riego. Para valorar este aporte, hemos estimado la contribución de estas áreas a la disponibilidad de agua, usando los métodos descritos en el Anexo 1. El total de agua disponible que salió de los dos parques durante el año hidrológico 2003-2004 fue de 18 mil millones de m³.

El valor unitario del agua lo hemos estimado usando como referencia el beneficio marginal generado por el agua en el sistema de Riego Comarapa-Saipina-San Rafael (cuyo cálculo se describe en detalle en el Anexo 2). Este sistema considera a 630 familias, clasificadas en 14 tipos de unidades productivas. Incluyendo las obligaciones financieras relacionadas al proyecto, el promedio de ingreso neto adicional por familia fue de US\$ 4,916.99 y por hectárea de US\$ 1,683.90. El valor unitario del agua derivado de estas cifras está entre US\$ 0.17-0.19/m³. (Proporcionamos información resumida de dos otros proyectos de riego menos estudiados en el Anexo 4.).

En base a estas cifras, y una tasa de utilización estimado pro la FAO (1995) en unos 0.19%, la demanda potencial para agua en sistemas de riego en el entorno Amboró y Carrasco sería entre US\$5,778,076-6,667,013 por año.

Secuestro de dióxido de carbono

La destrucción de bosques causa emisiones de carbono almacenado en la materia orgánica. El avance de deforestación no sólo proviene de las comunidades adentro de Amboró-Carrasco, pero también desde su alrededor. Por lo tanto, el área de análisis y simulación no sólo cubre los parques con el Área Natural de Manejo Integrado (ANMI)

Amboró, como también incluye una zona de entorno de diez kilómetros (Para el estudio integral sobre este tema, ver el Anexo 3).



Figura 3. Área de simulación

La tasa de deforestación proyectada resulta de la extrapolación lineal de la tasa histórica entre 1990 y 2005. La cantidad anual entra como insumo en el Modelo de Simulación de cambio de uso de suelo “GEOMOD” para todo el área de análisis, es decir para el Corredor y su zona de buffer de diez kilómetros.

Para simular la deforestación, se definen los años de simulación, se proporciona los mapas de factores, sus pesos, un mapa de deforestación histórica y la cantidad de píxeles que tienen que ser deforestados hasta el último año de simulación. GEOMOD “deforesta” los píxeles con los valores de probabilidad más altos.

La deforestación implica una descomposición de biomasa que resulta en emisiones de dióxido de carbono. Al multiplicar el área deforestada con un valor promedio de biomasa de árboles con un diámetro de altura al pecho (DAP) mayor a 10 cm, tenemos el cálculo de la cantidad de toneladas de la biomasa destruida. A base del estudio Dauber (2000)¹, se eligió un valor promedio de biomasa superficial por hectárea que incluye fustes, corteza, ramas y hojas para la categoría “Preandino amazónico” (129 t biomasa). Puesto que la deforestación también resulta en la descomposición de las raíces de los árboles, se calculó la biomasa de los mismos. Según “Good Practice Guidance” la relación entre biomasa de las raíces y biomasa superficial para bosques tropicales es de 0.24².

Después del desmonte hay una recuperación de la vegetación que secuestra carbono. La cantidad depende del tipo de uso de suelo que son típicamente cultivo, pasto y barbecho. Para cultivos se eligió la cantidad de 5 t C ha⁻¹ año⁻¹ (3). Este valor es para

¹ Dauber, E. (2000). “Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia”

² IPCC (2003). Good Practice Guidance for LULUCF, Annex 3A.1 Biomass Default Tables for Section 3.2 Forest Land.

³ IPCC (2003). Good Practice Guidance for LULUCF, Chapter 3, Cropland

cultivos anuales, por eso la cantidad de carbono secuestrado por cultivos se mantiene constante y no hay un crecimiento. A base de Brown y Delaney (2001), se aplicó la cantidad de 1.8 t C ha⁻¹ para pasto⁴. Según “Good Practice Guidance”, el barbecho entra en la categoría cultivos. Para tener un valor promedio se multiplicó la cantidad de 5 t C ha⁻¹año⁻¹ por 4 años, que refleja la mitad del tiempo que un área se queda como barbecho⁵. La dispersión espacial entre cultivo, pasto y barbecho se asume que sea igual, es decir que 1/3 del área de desmonte se cambia en cultivos, 1/3 en pasto y 1/3 en barbecho.

La siguiente tabla muestra la cantidad de hectáreas deforestadas por año para cada región y las emisiones, tomando en cuenta biomasa superficial, subterránea y secuestro de carbono por el uso de suelo después del desmonte.

Tabla 4 - Deforestación simulada en ha y t CO₂

	Área deforestada por ha y año				Emisiones tCO ₂
	Amboró (sin ANMI)	ANMI	Carrasco	Amboró- Carrasco (con ANMI)	
2006	112	364	1,308	1,784	464,664
2007	27	287	1,960	2,275	592,536
2008	81	476	1,686	2,243	584,306
2009	71	398	1,619	2,088	544,004
2010	112	350	1,501	1,963	511,415
2011	154	508	1,579	2,241	583,744
2012	120	365	1,684	2,169	565,128
2013	123	415	1,623	2,161	562,994
2014	153	436	1,545	2,135	556,101
2015	193	503	1,429	2,124	553,358
2016	160	438	1,349	1,948	507,405
2017	492	472	1,687	2,650	690,279
2018	293	583	1,628	2,504	652,251
2019	367	587	1,786	2,740	713,819
2020	475	703	1,806	2,984	777,449
SUMA	2,934	6,886	24,189	34,009	8,859,454

La siguiente ilustración muestra la localización de la deforestación simulada entre los años 2006 y 2020.

⁴ Brown, S., Delany, M., (2001). “Preliminary Carbon-Offset Analyses for the Guaraqueçaba Climate Action Project: 2001 Findings and Status Report”, p.16, Table 7. Statistics for aboveground carbon in the pasture strata of the GCAP

⁵ Plan Participativo de Desarrollo Municipal sostenible 2001-2205, p. 124

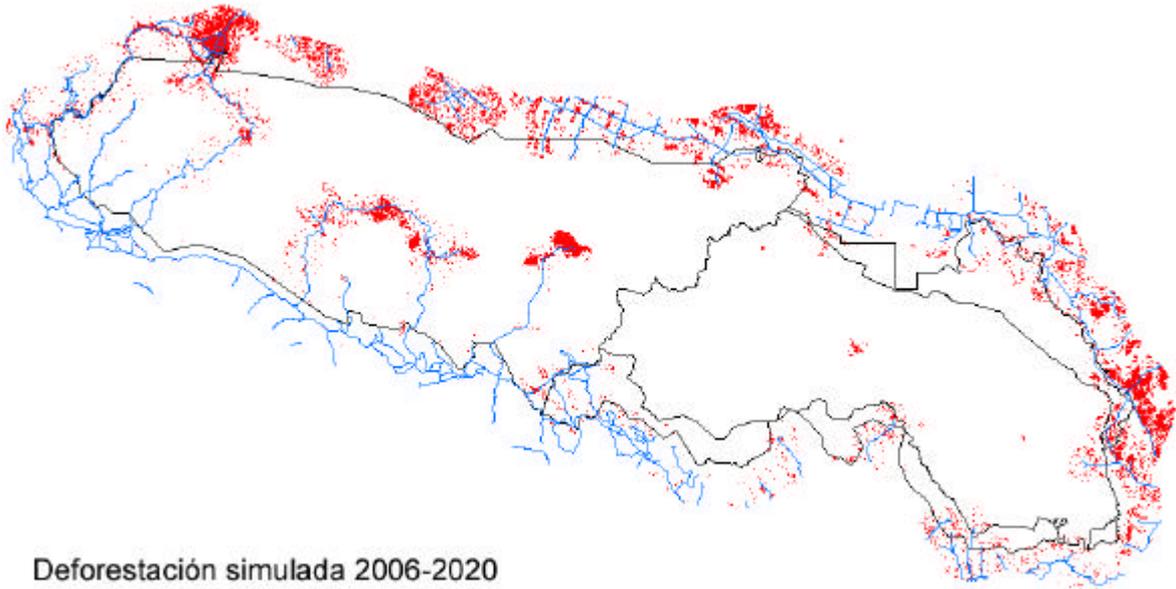


Figura 4. Deforestación simulada 2006-2020

Una extrapolación lineal de la tasa de deforestación de los últimos 15 años (1990 hasta 2005) del Corredor Amboró-Carrasco, incluyendo un buffer de 10 Km. alrededor, y implementando esta tasa de deforestación en el Modelo de GEOMOD, resulta en una área deforestada de 34,009 ha (340 km², 18 x 18 Km.). Esta área cubre 2.6 % del área del Corredor y resulta en 8,859,454 t CO₂ emisiones. Calculando con un precio de 2 \$US por tonelada de dióxido de carbono, una tasa de descuento de 10%, la evitación de este desmonte tendría un valor actual neto de \$US 8,664,739. Este precio se considera conservador, pues los precios internacionales en este momento son más altos. En el Chicago Climate Exchange, el precio a principios de Junio, 2006, es de US\$ 3.43/tCO₂, mientras que el precio Europeo se encuentra en aproximadamente US\$20/tCO₂.

Otros valores

Potencial turístico de las Cavernas del Repechón

De acuerdo al estudio de las actividades ecoturísticas en el Santuario de Vida Silvestre Cavernas del Repechón (Consultores Galindo, 2002), la utilidad neta por año sería de US\$18.111. El análisis realizado es en base a encuestas y estudios de niveles de uso. Este es uno de los pocos análisis recopilados dentro de ambas áreas protegidas que hace referencia a la utilidad neta de la explotación turística de una área dentro de los parques nacionales. Sin bien es difícil correlacionar directamente esta variable con otras áreas particulares y de posible interés turístico dentro del área de estudio se pueden inferir tendencias con relación a los valores aproximados de uso de los recursos naturales desde el punto de vista paisajístico-turístico.

Actividad pesquera en Villa Tunari

Si bien en base a la documentación analizada para Villa Tunari, no se ha logrado cuantificar el potencial de los **recursos piscícolas**, ni la cantidad que está siendo explotada, tanto para el consumo familiar, como para la comercialización, de acuerdo al documento Plan de Desarrollo Ambiental Municipal de Villa Tunari (cite year), “se extraen aproximadamente entre 50 a 100 toneladas por mes, de especies como el pacu,

surubi, blanquillo, paraiba, dorado, corvina y sábalo. La época de pesca mínima es durante el periodo de lluvias y la época de máxima pesca se lleva a cabo en la temporada seca de mayo a noviembre. Las prácticas de pesca utilizadas son variadas desde las tradicionales, con lineada, hasta la utilización de redes de arrastre o deriva, explosivos y productos tóxicos”.

Tabla 5 - Aprovechamiento de pescado tropical por año, Trópico de Cochabamba

Año	Cantidad
1981	166.634
1982	195.339
1983	204.671
1984	217.742
1985	92.040
1986	126.107
1987	57.575
1988	77.410
1989	64.202
1990	42.202
1991	39.662
1992	54.537
1993	41.792
1994	90.760

Por otro lado, de acuerdo al Plan de Desarrollo Pesquero para el Trópico de Cochabamba (cite year), el aprovechamiento promedio pesquero entre los años 1981 al 1994 ha sido 105.408 Kg./año (Se destaca una tendencia a disminuir el aprovechamiento). Desafortunadamente no se han localizado datos más actualizados para realizar una comparación y establecer alguna relación entre la tasa de deforestación y la productividad pesquera en dos últimas décadas. Sin embargo, es necesario destacar que en el Plan de Desarrollo Ambiental Municipal de Villa Tunari se hace referencia a las encuestas personalizadas realizadas a los pobladores en las cuales los mismos indican como posible causal de disminución de los recursos ictícolas a los procesos de deforestación y sedimentación y/o colmatación

de los cursos de agua.

Asumiendo el valor mínimo del dato proveído por el Plan de Desarrollo Ambiental Municipal de Villa Tunari, y utilizando el promedio de aprovechamiento citado por Centro de Desarrollo Pesquero de Cochabamba, podríamos estimar que el nivel de extracción de peces de los ríos, cuyas nacientes están en las áreas protegidas, es de alrededor de 100 toneladas año (estimación que probablemente este por debajo del nivel real de extracción/utilización considerando las prácticas utilizadas descritas en el *Plan de Desarrollo Ambiental de Villa Tunari*).

Para proceder con una valoración de la productividad de la pesca regional que se puede atribuir a los ecosistemas del parque, se tendría que establecer una cadena de causa y efecto:

Deforestación → cambio de la calidad del agua → reducción de productividad

Además, se necesita un histórico de precios del pescado y una investigación de los costos de producción de los pescadores.

Valoración económica de la biodiversidad

Para estimar el valor económico (no comercial) de la biodiversidad de las áreas protegidas del Carrasco y del Amboró, se podría emplear un estudio de valoración contingente. Este tipo de análisis va más allá del alcance de este estudio. La magnitud del valor estimado por este método depende de las actitudes de la población sobre la naturaleza y su nivel económico. Aunque la valoración contingente usa encuestas y no

exige un pago, la disposición a pagar expresada es fuertemente influenciada por el presupuesto personal de cada individuo.

Conclusión y Recomendaciones

Este análisis parcial de los valores económicos de los parques Carrasco y Amboró indica que el conjunto de áreas protegidas estudiado brinda un valor de US\$5,8-6,7 millones por año en términos de agua para riego. Al evitar la deforestación dentro de su límites y alrededores generará un valor adicional y de US\$ 8,664,739 (valor presente) en términos de emisiones de CO₂ evitadas. Entre otros valores descubiertos son un volumen de aproximadamente 100 toneladas/año aprovechados en el sector de Villa Tunari, y un ingreso neto anual de US\$ 18,111 de un solo atractivo turístico. Los parques aportan varios otros valores que no fueron estudiados en detalle aquí, tales como la conservación de la biodiversidad, el turismo de forma más general y el control de inundaciones.

Un obstáculo clave que se identificó en el desarrollo de este análisis es la carencia de datos necesarios para establecer relaciones entre cambios en la calidad ambiental de un ecosistema y cambios en las cantidades y valores unitarios de los bienes y servicios que producen. Fue posible diseñar, con el liderazgo técnico de la Fundación Amigos de la Naturaleza, un procedimiento de análisis geográfico que permite realizar estimaciones del flujo de beneficios en términos de secuestro de carbono y la producción de agua para riego. El método aprovechó los pocos datos socioeconómicos disponibles, en combinación con análisis original de estoques de carbono y las cantidades de agua disponibles en diferentes micro-cuencas de las áreas protegidas.

Este ejercicio ilustra ciertos puntos que deben considerarse al planificar cualquier valoración de los bienes y servicios ambientales del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, o un parque individual. En primer lugar, existe una diversidad muy grande de condiciones biofísicas dentro de las áreas protegidas, sobre todo las grandes, lo que exige varios análisis individuales para alcanzar la meta de llegar a una valoración total del área. Como los valores económicos surgen de una interacción del ser humano con la naturaleza, hay que considerar también la diversidad social y cultural de los grupos humanos receptores de los servicios ambientales. En este contexto aparece el dilema entre el objetivo de precisión, que puede ser alcanzado en estudios puntuales, y el objetivo de traer a la luz valores totales de las áreas protegidas, lo que exige investigación exhaustiva e estandarizada.

La segunda conclusión a la que se puede llegar es que si bien la variación dentro de parques es grande, de un parque para otro puede ser aun más dramática. De esta forma, no hay ningún procedimiento estandarizado de valoración que pueda ser aplicado en cualquier situación, lo que implica un costo elevado para cualquier programa de valoración con buena representatividad de las unidades que componen el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Lo que sí proponemos son unos directrices que servirán para nortear futuras investigaciones. En ese sentido sugerimos lo siguiente:

Primero, que se empiece con un análisis preliminar de los tipos de valores generados por un determinado ecosistema, siguiendo una taxonomía que asocie métodos

de valoración con cada tipo de valor (como la que se presenta arriba, en la Tabla 2, por ejemplo). Después, proponemos que cualquier valor pase por un filtraje estratégico, como este que presentamos a seguir:

Valor →	Valor A	Valor B	Valor C
Criterios			
Magnitud biofísica del recurso afectado			
Cantidad de beneficiarios			
Escasez de sustitutos			
Facilidad de medición confiable			
Pertinencia para los tomadores de decisión			

Este proceso permite que se analice la importancia, factibilidad y relevancia de cualquier potencial estudio de valoración antes de iniciar. Para ser prioridad para la valoración un bien o servicio natural tiene que tener importancia en relación a otros debido a su magnitud, número de beneficiados y carencia de sustitutos. Además, debe ser práctico para medir y relevante para el público que se pretenda alcanzar con la información.

Las áreas protegidas de Bolivia presentan interesantes posibilidades para futuros estudios de valoración. Estos estudios tendrán más éxito e impacto en la medida que se sigan pasos estratégicos para la selección de áreas de estudio y valores de enfoque. Señalamos, finalmente, que la planificación económica de los parques y reservas puede ser fortalecida por herramientas analíticas además de la valoración, tales como el análisis económico de amenazas y el desarrollo de planes de negocio.



BORRADOR (NO CITAR) – DRAFT (DO NOT CITE)

ANEXOS

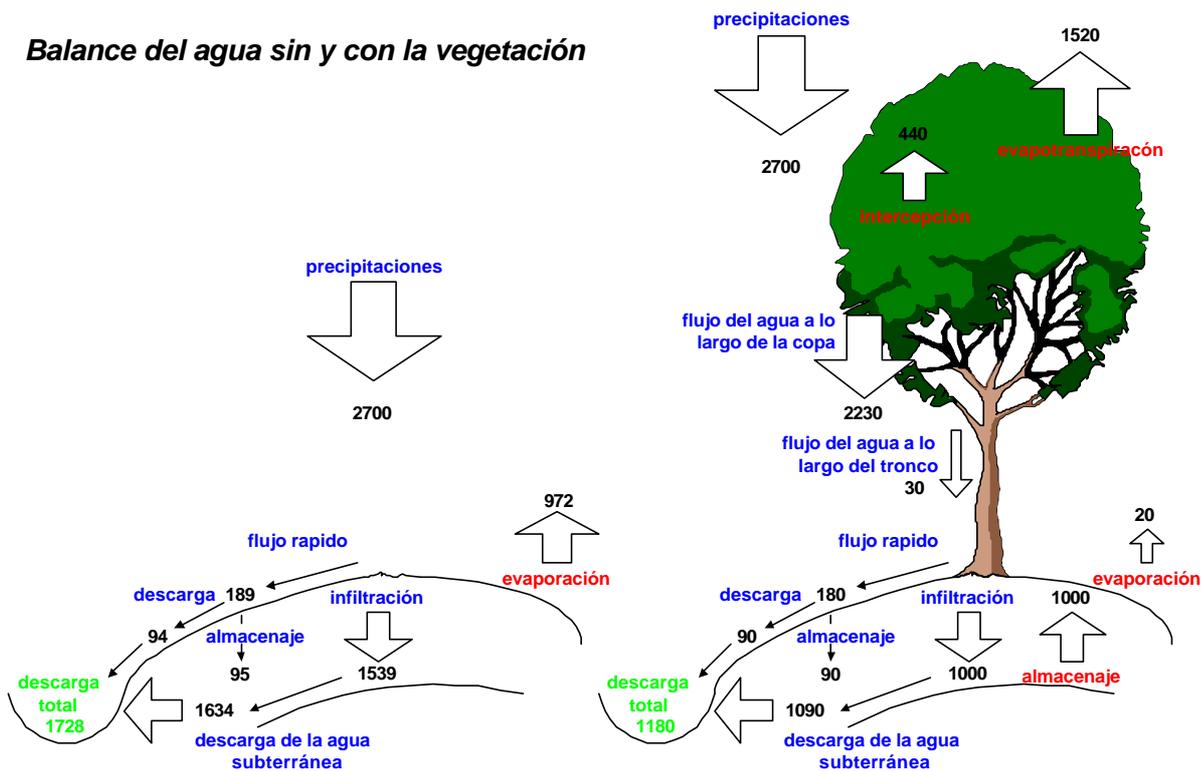
Anexo 1: Método de estimación de disponibilidad de agua de los Parques Amboró y Carrasco

Disponibilidad del agua regulada por le Corredor Amboró Carrasco

1. Introducción

La interacción entre vegetación y el ciclo hidrológico es uno de los temas más complejos para la modelación de ecosistemas, sus funciones, y servicios ambientales. Generalmente, se reconoce, que bosques tienen un alto impacto a la regulación del flujo de agua.

Balance del agua sin y con la vegetación



Fuente de datos: **Ter Steege et al. (1995)**

No obstante, un análisis empírico de estos flujos necesita datos e instrumentos de medición que generalmente no están disponibles en la mayoría de los países en desarrollo. Tomando en cuenta la diversidad de los ecosistemas tropicales y los factores que impactan estos flujos (régimen pluviométrico, topografía, uso de la tierra, etc.), las mediciones empíricas no tienen el potencial para analizar la importancia relativa de los bosques para el ciclo hidrológico a nivel ecoregional. Modelos de simulación semi-empíricos (como el SWAT) son una alternativa para los casos, cuando existen los insumos necesarios (mediciones de temperatura, precipitaciones, caudales, y parámetros edáficos) para calibrar esos modelos en su ámbito espacial. Sin embargo, estas aplicaciones a veces se ven limitadas por la complejidad de la red de drenaje o el tamaño del área de referencia.

La aplicación del siguiente modelo tiene como objetivo estimar la cantidad de agua disponible, que está regulada por las áreas protegidas del Corredor Amboró-Carrasco. Por su tamaño, su ubicación adentro de

la Cuenca del río Mamoré, y por las limitaciones en la red meteorológica se dejó de lado la aplicación de un modelo de simulación. En lugar de eso, se estimó la cantidad de agua disponible y se asignó esta cantidad espacialmente a los microcuencas utilizando el modelo ArcHydro. ArcHydro es un modelo de datos relacional para establecer la red de drenaje y su representación a través de una red esquemática.

2. El balance de agua

El siguiente cálculo está basado en el modelo fundamental del balance hídrico. Se calcula el balance de agua anual por cada microcuenca según la ecuación:

$$(1) P + G_{in} - (Q + ET + G_{out}) = \Delta S$$

- P: precipitación
- G_{in} : flujo subterráneo entrando
- G_{out} : flujo subterráneo saliendo
- ET: evapotranspiración
- Q: flujo de corriente
- ΔS : cambio del almacenaje adentro de la microcuenca.

Ignorando el flujo subterráneo, el balance por píxel se presenta como:

$$(2) P - ET = \Delta S + Q^*$$

Q*: agua disponible (incluyendo agua subterráneo)

Asumiendo, que a largo plazo la capacidad del almacenaje debería ser constante, se puede transformar

(2) a:

$$(3) P - ET = Q^*$$

Ecuación (3) representa una simplificación del sistema de corriente. Sin embargo, ya que este análisis se enfoca al volumen de agua disponible regulado por las áreas protegidas sin considerar si sale de los acuíferos o de la red de drenaje, se puede justificar esta simplificación.

3. Metodología

3.1 Requerimientos de software

El modelo ArcHydro funciona como extensión en el de ArcGIS 9. Para implementar el modelo y establecer la red esquemática, se necesita el siguiente ámbito (* indica freeware):

- ArcGIS 9.0 (o mayor) en la versión ArcInfo
- ArcGIS Spatial Analyst
- ArcHydro 1.1* (http://www.crwr.utexas.edu/archydrotools/ArcHydrosetup_beta8_08132004.exe)
- Schematic Processor*
<http://www.crwr.utexas.edu/gis/gishydro05/Modeling/WaterQualityModeling/BacterialModel.zip>
- XTools Pro 3.1.1*
- MS Access 2000 (o mayor)

3.2 Requerimientos de datos

Se estableció ArcHydro a base de un modelo digital de elevación (MDE). En este caso se utilizó:

- SRTM de la resolución de 90m corregido por CIAT Colombia:
http://gisweb.ciat.cgiar.org/sig/90m_data_tropics.htm
- Ya que mediciones pluviométricos del año hidrológico 2003/2004 no estaban disponibles, se utilizó la interpolación espacial de la precipitación media anual elaborado por NOWICKI (2004).
- Los límites de las áreas protegidas: http://rangeland.tamu.edu/bolivia/zip_spanish/parques.zip

3.3 Procesamiento del análisis

El procesamiento de datos incluye los siguientes pasos principales:

- (1) ***Terrain Preprocessing***⁶:
Delimitar las microcuencas y el camino de corriente (*flow path*) con ArcHydro
- (2) ***Network Generation***:
Crear la red esquemática con los *Network Tools* en ArcHydro
- (3) ***Network correction***:
Revisión y modificación de la red esquemática (*Schematic Network*)
- (4) ***Network processing***:
Calculo del flujo acumulado siguiendo la red esquemática con el *Schematic Processor*
- (5) ***Postprocessing***:
Separación del flujo de agua acumulado regulado por las áreas protegidas para cada microcuenca.

Los detalles de cada paso se encuentran en el Anexo 1.

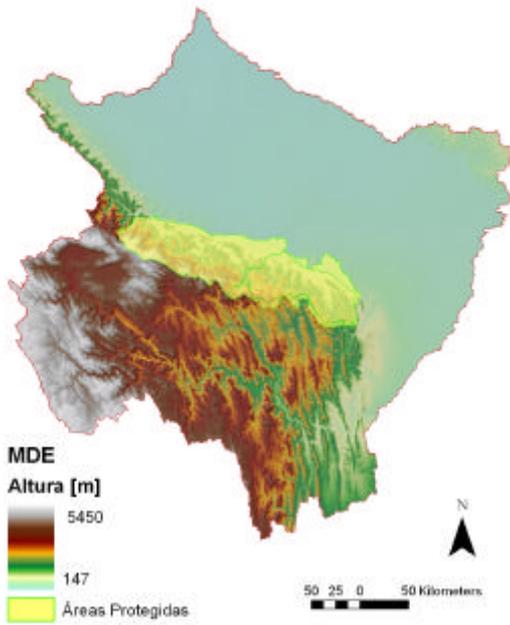
4. Resultados

4.1 La red esquemática de la cuenca alta del río Mamoré

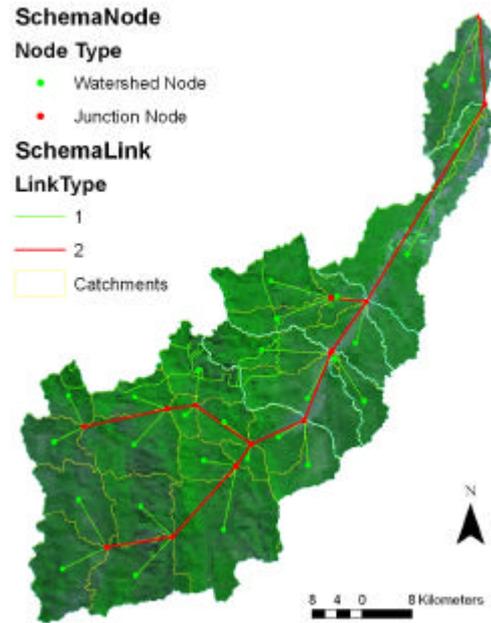
La red de drenaje establecida por el *Terrain preprocessing* de ArcHydro incluye 3,148 microcuencas de la cuenca alta del río Mamoré.

⁶ Para ayudar a la replicabilidad no se traduce las palabras, que se refieren a elementos de los programas.

**Figura A1:
La cuenca alta del río
Mamoré**



**4.2 Figura A2:
Red esquemática de la
cuenca alta del río Pirai**

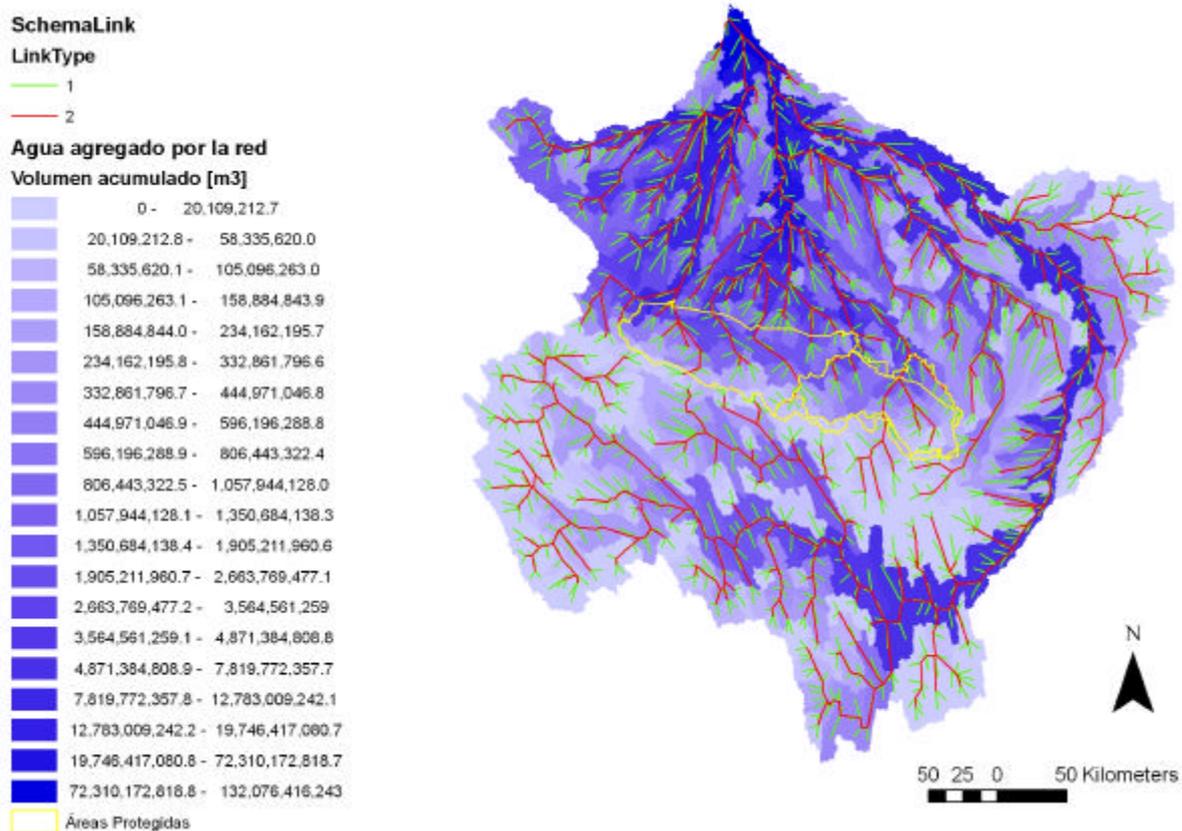


Volumen de agua disponible regulado por el Corredor

El procesamiento de datos por el Schematic Processor rinde los siguientes resultados para el año hidrológico (10/2003 – 09/2004):

- El agua disponible en la cuenca alta del río Mamoré alcanza **131,974,150,886.261 m³**.

Figura A3: Distribución del agua disponible en la cuenca alta del río Mamoré



- **18,239,271,483.147 m³** salen de ambas áreas protegidas (incluyendo el Área Natural de Manejo Integrado del Amboró), que corresponde a **13.8 %** del total del agua disponible en la cuenca alta del río Mamoré.

Figura A4: Distribución del agua disponible en la cuenca alta del río Mamoré

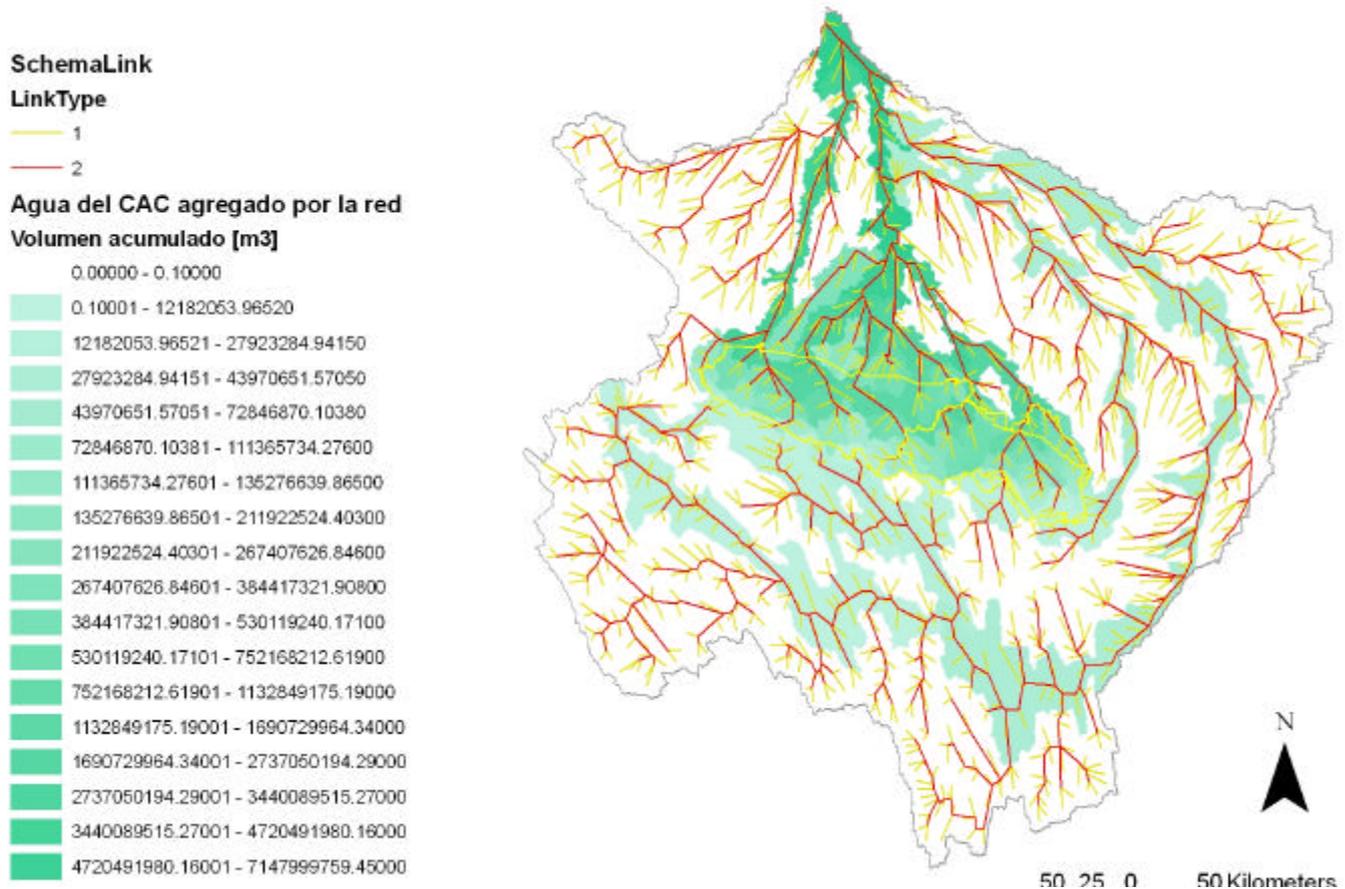
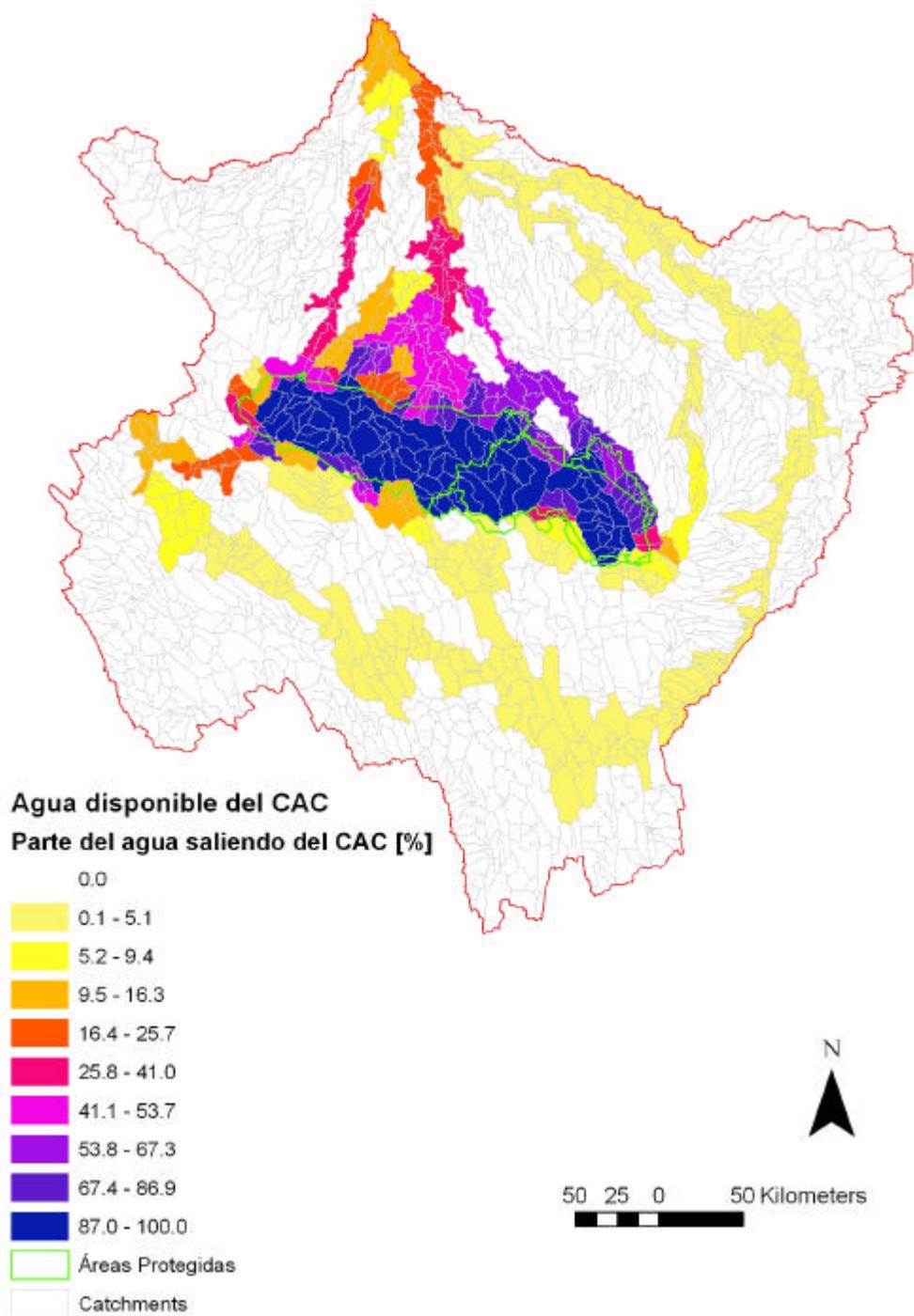


Figura A5: Importancia relativa del agua disponible regulado por el CAC





BORRADOR (NO CITAR) – DRAFT (DO NOT CITE)

Anexo 2: Valoración económica del agua, estimando el cambio de productividad en sistemas agropecuarios por riego

*Natalia Calderón Angeleri
Abril, 2006*

Resumen Ejecutivo:

El presente estudio aproxima un valor económico del recurso agua usado por el sector agropecuario proveniente de la Unidad de Conservación Amboró-Carrasco. Para estimar el valor del agua se utilizó el método de valoración económica conocido como “cambio de productividad”, partiendo de la premisa de que el riego incrementa la productividad agropecuaria y este cambio en la producción puede ser usado para calcular el valor del agua. Para la realización del análisis se utilizó la información disponible del Proyecto de Riego Comarapa-Saipina-San Rafael, para un conjunto de actividades agropecuarias, que ha sido extrapolada para toda la Unidad de Conservación Amboró-Carrasco. El valor correspondiente asociado al uso del agua por el cambio de productividad en el sector agropecuario es de 0.17 –0.19 US\$/m³.

Palabras claves: agua, valoración económica, cambio de productividad, riego.

Abstract:

The present study estimates an economic value of water used by the agricultural sector from the Amboró-Carrasco Conservation Unit. The change-in-productivity method (also known as the residual imputation method or change in net income method) was used to derive imputed value of water, starting from the premise that the increased productivity in the agricultural production can be attributed to irrigation. The available information from the Comarapa-Saipina-San Rafael Irrigation Project was used to calculate the value of water. This value is then extrapolated for the whole Amboró-Carrasco Conservation Unit. The corresponding value associated to the use of the water in the agricultural sector is of 0.17 –0.19 US\$/m³.

Key words: water, economic valuation, change-in-productivity, irrigation.

-----○-----

Antecedentes

La unidad de conservación Amboró-Carrasco (UCAC) forma parte del corredor biológico Vilcabamba-Amboró, localizado en la región sub-andina de Bolivia. Esta zona alberga una riqueza excepcional en diversidad de fauna y flora. Al mismo tiempo la UCAC enfrenta una fuerte presión por el cambio de uso de la tierra. El alto estrés de convertir zonas con vegetación primaria en tierras de agricultura no sólo disminuye considerablemente el estado de la biodiversidad, sino que también perjudica las funciones regulatorias y productivas claves de estos ecosistemas. Esto se refiere

especialmente a los servicios ambientales hidrológicos, los cuales dependen de la interacción específica entre la vegetación y su estructura, el clima, los suelos y la topografía en una zona.

Uno de los servicios ambientales hidrológicos más importante, cuantificable y tangible es la provisión de agua para el uso orientado al consumo (industrial / agrícola / privado). El rol del agua en algunas actividades económicas es muy importante, pues para algunos procesos productivos es un insumo indispensable. Esa importancia económica del agua es un indicador que puede reflejar el valor de la escasez del recurso.

La valoración económica del agua como insumo de la producción implica la utilización de diferentes técnicas, debido a la variada utilización que se hace de este recurso. Ante esa diversidad de usos para el agua, la valoración económica puede hacerse bajo el enfoque de ahorros en costos (producción hidroeléctrica), cambio en productividad (sistemas de riego agrícola) y excedente del consumidor (sector doméstico e industrial). Cada una de estas técnicas de valoración proporciona un valor económico diferenciado para el agua, cuando ésta es usada como insumo de la producción.

La agricultura usa el agua en el riego de los cultivos, y es de las actividades que mayor consumo tiene del recurso. En Bolivia, más del 80% del agua disponible se dedica a la agricultura (Van Damme, 2002). El riego incrementa la productividad agrícola y este cambio en la producción puede ser usado para calcular el valor del agua.

Metodología

El método del cambio en productividad se aplica porque el riego incrementa la productividad agrícola y en algunos casos pecuaria, y este cambio en la producción puede ser usado para calcular el valor implícito del agua. Este cambio en la producción multiplicado por el precio del producto (mercado) aproxima el valor del agua usada en la producción agropecuaria, utilizando el concepto económico de la función de producción.

Al existir información sobre el efecto del riego en la productividad de los cultivos que lo utilizan, se puede estimar el valor del cambio en la productividad por el uso del agua. Por ejemplo, si el cultivo k experimenta un cambio en la producción cuando está bajo riego, entonces el valor del agua sería:

$$P_k^{ag} = (p_k - c_k) \times q_k \quad (1)$$

Además,

$$q_k = \frac{(Q_{riego}^k - Q_{secano}^k)}{V_i} \quad (2)$$

Donde,

- P_k^{ag} Costo del agua en agricultura para el cultivo k (US\$/m³).
- p_k Precio del producto k (US\$/Kg.).
- c_k Costo de producción bajo riego (US\$/Kg.).

- q_k Cambio en producción del cultivo k bajo riego (Kg./m³).
 Q_{riego}^k Cantidad de producción del cultivo k bajo riego (Kg./Ha.).
 Q_{secano}^k Cantidad de producción del cultivo k sin riego (Kg./Ha.).
 V_i Volumen de agua usado en riego del cultivo i (m³/Ha.).

Si la información es para n cultivos, se puede calcular el valor del agua como un promedio ponderado (P^{ag}) de los n cultivos analizados. Es decir,

$$P^{ag} = \frac{\sum_{i=1}^n P_i^{ag} Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (3)$$

Al aplicar este método se deben hacer muchos supuestos en cuanto a la situación “con riego” y “sin riego”. Estos supuestos deben estar claramente establecidos para que el análisis tenga validez. Este método es muy sensible a las cantidades y precios de los insumos en el proceso de producción.

Ventajas del método:

En general es un método directo y claro. Además los requerimientos en cuanto a información son escasos, y la obtención de la información apropiada puede ser relativamente fácil y rápida, por lo que la aplicación del método no resulta costosa.

Limitaciones del método:

Un aspecto importante en la aplicación de este método es la contribución de los otros insumos como fertilizadores y variedad de semillas mejoradas, como también el efecto de las condiciones climáticas y agroecológicas al incremento de la productividad. Estos insumos son complementarios entre sí en la producción agrícola bajo riego. La situación “con riego” permite a los campesinos aplicar mayores cantidades de fertilizantes a los cultivos y usar semillas mejoradas, y esta interacción resulta en un incremento de la productividad comparada con la situación “sin riego” — por lo tanto el incremento de la productividad en la situación “con riego” no solo puede ser atribuida al riego. Sin embargo, los beneficios por el incremento en el uso de suelo con riego y las intensidades de cultivos y la diversificación de cultivos pueden ser atribuidas al riego— en ausencia del riego, la expansión de estas variables no hubiera ocurrido o sería insignificante. En otras palabras la presencia del riego por sí solo no incrementaría la productividad al nivel que resultaría de la combinación de los otros insumos. Además, aunque la productividad agropecuaria, y sobre todo la agrícola, está en función de una serie de condiciones climáticas y agroecológicas; es evidente que el agua es necesaria para que se realice el balance hídrico dentro de la planta y, el intercambio de nutrientes como parte del proceso de fotosíntesis.

Otra de las limitaciones de esta metodología, es que se necesita información científica acerca de las relaciones entre las acciones para mejorar la cantidad y/o calidad del recurso y los productos actuales de esas acciones, para que el análisis sea válido. En algunos casos, esas relaciones pueden no ser muy conocidas o entendidas. Es decir, que

si se va utilizar el método de cambio de productividad para la valoración del agua en sistemas agropecuarios por riego, éste análisis debe basarse en información científica que demuestre que hay un cambio de productividad a causa del riego.

Análisis

La valoración económica del agua por cambio de productividad en sistemas agropecuarios por riego para el Corredor Amboró-Carrasco se realizará extrapolando la información obtenida del Proyecto de Riego Comarapa-Saipina-San Rafael.

En el área mencionada, la producción agropecuaria está dominada por la producción agrícola, mientras que la producción pecuaria es mínima. Además, cabe destacar que el proyecto de riego ejercerá un impacto mayor en la producción agrícola que en la producción pecuaria, pero ambas son consideradas en el análisis.

a) Análisis del cambio de productividad del Proyecto de Riego Comarapa-Saipina-San Rafael

Con el fin de evaluar el cambio de productividad para el área de referencia (Comarapa, Saipina y San Rafael) se trabajará en base a la información y los resultados “*La misión a corto plazo de apoyo en agro-economía*” del Proyecto de Riego Comarapa- Saipina-San Rafael (PRICRUZ, 2002), para ello resumiremos las condiciones, características y supuestos utilizados por el mencionado estudio a continuación:

- Objetivo del estudio:

La misión tuvo como objetivo dar apoyo al Proyecto de Riego Comarapa en la actualización de los cálculos agroeconómicos, especialmente en cuanto a las Unidades Productivas Agrícolas de las zonas de expansión. Los resultados fueron:

Análisis del ingreso agropecuario neto familiar en toda la zona del proyecto.

Análisis de rentabilidad a nivel del proyecto con los costos de obras actualizadas.

Un análisis de la morosidad dentro de la zona y la capacidad de pago de los beneficiarios para los futuros créditos de la cooperativa.

La realización de recomendaciones en cuanto al sistema de monitoreo agroeconómico.

- Metodología:

La evaluación del impacto agroeconómico del proyecto se realizó mediante una comparación de la situación sin y con proyecto, basándose en parámetros que reflejan los cambios económicos generados por el proyecto. Los cálculos microeconómicos se efectúan sobre modelos de finca.

- Fuente de datos:

Los datos para los cálculos de la rentabilidad a nivel de finca provienen

- del estudio de agroeconomía realizado en el marco del proyecto en 1998,
- de datos levantados por el proyecto desde entonces (es decir, desde 1998 hasta 2002), y

- de 21 encuestas realizadas en todas las zonas dentro del marco de la misión en referencia.

- Unidad de análisis:

Se establecieron 14 modelos de unidades productivas diferenciando en primer lugar según el tamaño de la finca. Entre los modelos varía la intensidad del uso de la tierra, sin embargo los rendimientos de los cultivos son parecidos. La adopción de tecnologías es bastante alta y especialmente las grandes fincas (aprox. > 5 ha) no tienen escasez de capital para inversiones (PRICRUZ 2002).

Tabla A1. Modelos de Unidades Productivas					
Zona	N° de modelos	Código	Criterio	promedio de ha por UP	N° de familias por UP
La Pista – tradicional	2	1	UP I < 4 ha	2,92	44
		2	UP II > 4 ha	7,16	16
La Pista – Fondo de Tierra	1	3		2,57	13
Chilón – tradicional	2	4	UP I < 2 ha	0,9	27
		5	UP II > 2 ha	6,38	33
Chilón tradicional y expansión	1	6		5,96	24
Saipina – tradicional	2	7	UP I < 2 ha	1,15	29
		8	UP II > 2 ha	9,41	51
Saipina – tradicional y expansión	2	9	UP I (trad. < 2 ha, exp. > 4ha)	7,45	5
		10	UP II (trad. > 2 ha, exp. > 4 ha)	20,32	8
Saipina – Fondo de Tierra	1	11		3,26	43
Los Bañados	1	12		2,47	98
San Rafael	1	13		3,92	114
Río Arriba	1	14		1,56	125
TOTAL	14				630

Fuente: PRICRUZ, 2002.

- Principales supuestos:

No se incluye el costo de la mano de obra familiar, sólo la mano de obra contratada. Se considera una tasa de interés de 11% anual sobre la operación de cultivo en cuanto a los costos de producción. No se consideran imprevistos.

Todos los precios para los insumos y los productos de la producción vegetal y animal son promedios de las campañas agrícolas (2000/2001 y 2001/2002), expresados en US\$, que fueron levantados durante los trabajos de campo a nivel de finca a través de la encuesta agro-socioeconómica y en los centros de servicios agropecuarios de Comarapa y Saipina.

El valor de la producción agrícola y pecuaria utiliza los mismos precios promedios para la situación con y sin proyecto.

Los rendimientos agrícolas utilizados representan los promedios obtenidos por la encuesta agro-socioeconómica bajo condiciones de riego y a secano de las campañas agrícolas (2000/2001 y 2001/2002). Comparando los datos con fuentes secundarias (como el estudio agroeconómico del año 1998) se realizaron, cuando fue necesario, ajustes para presentar promedios de rendimientos de varias campañas agrícolas.

- Caracterización de escenarios:

La situación sin proyecto se refiere a la situación antes de la implementación del proyecto de riego (al promedio de los datos de los años 2000/2001). La producción agropecuaria en la situación “sin proyecto” en el perímetro se caracteriza principalmente por los siguientes indicadores:

- Escasa disponibilidad de agua;
- En algunas zonas existe bajo rendimiento en los cultivos, sobretodo de maíz y papa;
- El alto nivel de aplicación de agroquímicos (especialmente en el caso del tomate y de la papa) y consecuentemente los gastos para el insumo influyen a la liquidez del productor en la época de siembra. En este contexto cabe mencionar que los productores toman un crédito, entre otros, de los comerciantes. El interés de estos créditos está bastante alto y afecta la rentabilidad económica de los cultivos. Además, el manejo de la aplicación afecta a la calidad del producto en cuanto a los residuos de pesticidas;
- Riesgos de producción por las heladas en la zona La Pista y Río Arriba;
- Dependencia de comerciantes, o sea, de sus precios de los productos.

La situación con proyecto se refiere a la situación en el “año de maduración” del proyecto, lo que significa que en ese año se espera el pleno desarrollo de los beneficios esperados. Se supone que el año de maduración del proyecto sea el sexto año después de la terminación de las obras mayores (aproximadamente 2008). Para aproximar la situación con proyecto en el año de maduración se suponen cambios plausibles de la cédula de cultivos, un aumento de empleo, un aumento moderado de los rendimientos considerando el aumento de la disponibilidad de agua, una mejor disponibilidad de recursos productivos. Para los cálculos de la rentabilidad financiera en la situación “con proyecto”, se tomaron en cuenta los siguientes factores:

- Aumento de la oferta de agua (seguridad y cantidad) y el ajuste respectivo de los cultivos en el calendario agrícola;
- Disponibilidad de mano de obra en la producción agropecuaria durante todo el año;
- Mejoramiento de la asistencia técnica a través de la intervención de las instituciones, las cuales ya cooperan con el proyecto;
- Acceso adecuado al crédito especialmente para los productores del Fondo de la Tierra (Fondo Social y Sub-Préstamo).

Utilizando la información del estudio de PRICRUZ y sin alterar los cálculos de ingresos y costos bajo los escenarios anteriormente descritos, se procedió a hacer el análisis de cambio de productividad. Es decir que se agregó los resultados para cada unidad productiva en un solo cuadro resumen (ver tabla 2) utilizando el promedio ponderado y

no el promedio simple, por ser le método más apropiado para mostrar la agregación de las diferentes unidades productivas caracterizadas por su tamaño diferenciado.

La Tabla 2, muestra el promedio ponderado del análisis de cambio de productividad de catorce unidades productivas del Proyecto de Riego Comarapa-Saipina-San Rafael.

Tabla A2. Resumen análisis del cambio de productividad del Proyecto de Riego Comarapa-Saipina-San Rafael					
	Sin Proyecto	Con Proyecto (sin o.f.)	Cambio productividad (sin o.f.)	Con Proyecto (con o.f.)	Cambio productividad (con o.f.)
Valor producción agrícola (US\$/finca/año)	12,871.54	26,144.97	13,273.42	26,144.97	13,273.42
Costos Producción agrícola (US\$/finca/año)	6,387.99	12,926.30	6,538.31	12,926.30	6,538.31
Margen Bruto de la producción agrícola (US\$/finca/año)	6,483.55	13,218.67	6,735.12	13,218.67	6,735.12
Margen Bruto de la producción agrícola (US\$/ha/año)	659.81	1,308.52	648.71	1,308.52	648.71
Valor producción pecuaria (US\$/finca/año)	624.68	1,140.11	515.43	1,140.11	515.43
Costos producción pecuaria (US\$/finca/año)	188.03	329.85	141.82	329.85	141.82
Margen Bruto de la producción pecuaria (US\$/finca/año)	436.66	810.27	373.61	810.27	373.61
TOTAL MARGEN BRUTO (US\$/finca/año)	6,920.21	14,028.93	7,108.72	14,028.93	7,108.72
Obligaciones financieras (US\$/finca/año)	0.00	0.00	0.00	2,343.30	2,343.30
INGRESO NETO AGRÍCOLA (US\$/Ha/año)	659.81	1,308.52	648.71	1,122.16	462.35
INGRESO NETO AGROPECUARIO FAMILIAR (US\$/finca/año)	6,562.86	13,823.16	7,260.30	11,479.86	4,916.99
Ingreso neto (US\$/ha/año)	669.51	1,376.92	707.41	1,190.55	521.04
INGRESO NETO FAMILIAR (US\$/finca/año)	6,562.86	13,823.16	7,260.30	11,479.86	4,916.99
LIQUIDEZ FAMILIAR POR AÑO (US\$/finca/año)	6,546.39	13,764.73	7,218.34	11,421.42	4,875.04

o.f.= obligaciones financieras (tarifa de agua, O&M, Asociación)

Fuente: Elaboración propia, en base a la información y resultados de PRICRUZ 2002.

Se puede observar un incremento del 104% del margen bruto de la producción agrícola en el caso con riego sin tomar en cuenta las obligaciones financieras del proyecto de riego comparado con el caso sin riego. En general hay un incremento del ingreso neto (tomando en cuenta las obligaciones financieras del proyecto de riego) de 75% por la producción agropecuaria, tomando en cuenta el incremento en la producción agrícola y pecuaria, a pesar de que la contribución de la producción pecuaria es mínima (5%) al total de la producción.

Respecto al consumo de agua por año, la presa de “La Cañada” tiene una capacidad nominal de embalse de 10 Hm³ (hectómetros cúbicos) correspondiente a 10.000.000 de m³ de agua. Sin embargo, el volumen muerto (sedimentos) alcanza a 2 Hm³ aproximadamente, por lo que son realmente utilizables como 8Hm³. Por lo tanto, el sistema de riego consume en las dos siembras grandes (verano e invierno) entre 6.5 a 7.5 Hm³ al año. Esta información corresponde a la zona de riego de la presa hacia abajo, es decir que cubre una superficie cultivable bajo riego de aproximadamente 2,400 ha. (Com. Personal con Ing. Roca, Jefe de Proyecto de Riego Comarapa- Saipina- San Rafael , Prefectura de Santa Cruz).

Resultados

Utilizando la información acerca del consumo general de agua del Proyecto de Riego Comarapa- Saipina- San Rafael, se asume un consumo mínimo y máximo de agua para riego de aproximadamente 2,708 m³/ha/año y 3,125 m³/ha/año respectivamente⁷. Los valores correspondientes asociados al uso del agua por cambio de productividad en el sector agropecuario para el proyecto de riego Comarapa-Saipina-San Rafael son de:

Mínimo 0.17 US\$/m³/año
Máximo 0.19 US\$/m³/año

Para la simplificación del análisis del presente estudio de cambio de productividad, se asume que el incremento en la productividad sólo se debe al riego, es decir que el aumento en la productividad agropecuaria de la zona no se debe a la aplicación de fertilizadores y el uso de semillas mejoradas, y tampoco a las condiciones climáticas específicas.

El volumen de agua regulado por la Unidad de Conservación Amboró-Carrasco (UCAC) que sale por la Cuenca del río Mamoré alcanza a 18,239,271,483.147 m³ en el año 2003/2004. El volumen de agua total que sale de la Cuenca del río Mamoré alcanza a 131,974,150,886.261 m³ en el año 2003/2004. Por lo tanto el 13,82% del agua disponible que tiene su salida por la Cuenca del Río Mamoré es contribución de la UCAC. Estos valores provienen del estudio de FAN (2006), que fueron calculados determinando la red de drenaje y conexión de microcuencas como base, luego agregando el balance hídrico a las microcuencas correspondientes para calcular el volumen de agua disponible en cada microcuenca tomado en cuenta el flujo entre las microcuencas modeladas por la red esquemática (ver más detalles en el Anexo 1).

⁷ Lamentablemente no se pudo acceder al cálculo del consumo específico de agua por zona de riego del proyecto de riego Comarapa-Saipina-San Rafael, por lo que fue necesario utilizar un supuesto acerca del consumo de agua por hectárea regada, estableciendo un nivel mínimo y máximo según información disponible del proyecto.

Para determinar el agua disponible que sale de la UCAC, que está siendo utilizada en los sistemas de riego, es decir la demanda potencial de agua para riego partiremos del supuesto de que 0.19% del agua disponible se usa en el sector agrícola, es decir riego (FAO, 2005).

Por lo tanto tomando en cuenta el aporte de la UCAC al agua disponible y la proporción del agua que se dedica al riego, podemos decir que la demanda potencial de agua para riego en la zona alcanza a 34,654,615.82 m³ en el año 2003/2004. Y el valor aproximado del servicio ambiental de provisión de agua para consumo agrícola que prestan los ecosistemas de esta unidad es de US\$5,778,078/año 2003-2004 hasta un valor máximo de US\$6,667,013.15/año 2003-2004, este cálculo corresponde a una extrapolación de los resultados del cambio de productividad del Proyecto de riego Comarapa-Saipina-San Rafael a toda la UCAC.

Omisiones, irregularidades e incertidumbres

Los supuestos bajo los cuales este estudio se ha realizado están claramente establecidos. Es claro que la situación de la zona del Proyecto de Riego Comarapa-Saipina-San Rafael no es idéntica a las de toda la zona del área de estudio, pero podemos afirmar que es muy similar, y por lo tanto es válida la extrapolación.

Lamentablemente no existe información disponible acerca de la demanda potencial del para riego, pero se ha construido esta demanda a base de supuestos también claramente establecidos.

Los resultados presentados en este estudio corresponden a una valoración parcial del servicio ambiental hidrológico de provisión de agua para el uso orientado al consumo agrícola que prestan los ecosistemas de la Unidad de Conservación Amboró-Carrasco, y no se trata de una aproximación del valor económico total (VET).

El valor aproximado del servicio ambiental de provisión de agua para consumo agrícola que prestan los ecosistemas de la UCAC por el cambio de productividad bajo los supuestos acerca de la proporción del agua destinada a riego no nos está mostrando el impacto de la UCAC al abastecimiento de agua para riego. Tan solo nos está aproximando un valor por el aporte de la UCAC al agua destinada al riego, es decir nos muestra un valor del agua como insumo de la producción agropecuaria de la zona.

Referencias Bibliográficas

BARRANTES, Gerardo y VEGA, Mauricio. (2002). *Evaluación del servicio ambiental hídrico en la cuenca del río Tempisque y su aplicación al ajuste de tarifas.* Preparado para ASOTEMPISQUE. Financiado por el Fondo Canje Deuda Costa Rica Canadá, el Programa de Pequeñas Donaciones (PPD) de PNUD y la Fundación CR-USA.

FAO. (2005). *AQUASTAT.* FAO's Information System on Water and Agriculture. Disponible en <http://www.fao.org/ag/agl/aglw/aquastat/main/index.stm>.

PRICRUZ. (2002): *Informe de misión a corto plazo de apoyo en agro-economía.* Prefectura del Departamento de Santa Cruz, Proyecto de Riego Comarapa- Saipina-San

Rafael, Gesellschaft für Agrarprojekte mbH (GfA) y (CREA), Autor:
GEHRKE, M.; Santa Cruz, Bolivia.

VAN DAMME, Paul. (2002): *Disponibilidad, uso y calidad de los recursos hídricos en Bolivia*. Documento elaborado para la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible, Johannesburgo 2002. CONIAG-CGIAB. Bolivia.

WACHHOLTZ, Rolf. (1997): *Socioeconomía de sistemas agrícolas en la provincia Caballero*. Proyecto de Manejo Sostenible de los Recursos Naturales en Santa Cruz (MASRENA), Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Anexo 3: Estimación del valor del volumen de CO₂ secuestrado por deforestación evitada en el Corredor Amboró-Carrasco

C. Seiler

Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN-BOLIVIA)

Resumen

El presente estudio muestra el potencial económico de la deforestación evitada de 2006 hasta 2020 para el Corredor Amboró-Carrasco. La base de esta evaluación es el análisis espacial de deforestación histórica (1990-2005), una simulación espacial de deforestación con GEOMOD, el cálculo del cambio del estoque de carbono por deforestación y el secuestro de carbono por la vegetación secundaria. Si el desmonte continúa en los próximos 15 años con la misma tasa como en los últimos 15 años, resultaría en la emisión de 8,859,454 t CO₂. Tomando como referencia un precio conservador de 2 \$US por tCO₂ y una tasa de descuento de 10%, la evitación de este desmonte tendría un valor actual neto de \$US 8,664,739.

1. Introducción

El Corredor Amboró-Carrasco, localizado en la región sub-andina de Bolivia, está formado por el conjunto de estos dos Parques Nacionales y el Área Natural de Manejo Integrado de Amboró. En estas áreas protegidas existe un conflicto de uso de tierra por la presión agrícola alrededor de los parques, la necesidad de espacio de las comunidades adentro del Corredor y por el aprovechamiento forestal ilegal. El presente estudio detecta la deforestación histórica, extrapola la tasa de deforestación de manera lineal para los próximos 15 años e identifica las áreas con alto riesgo de deforestación, aplicando un modelo de simulación espacial de cambio de uso de tierra. Además, este estudio incluye un cálculo de las emisiones por la deforestación y la captación de carbono por vegetación secundaria.

2. Metodología

2.1 Área de simulación

El avance de deforestación no sólo proviene de las comunidades adentro del Corredor Amboró-Carrasco, pero también desde su alrededor. Por lo tanto, el área de análisis y simulación no sólo cubre el Corredor con el Área Natural de Manejo Integrado (ANMI), pero también incluye un buffer de diez kilómetros.

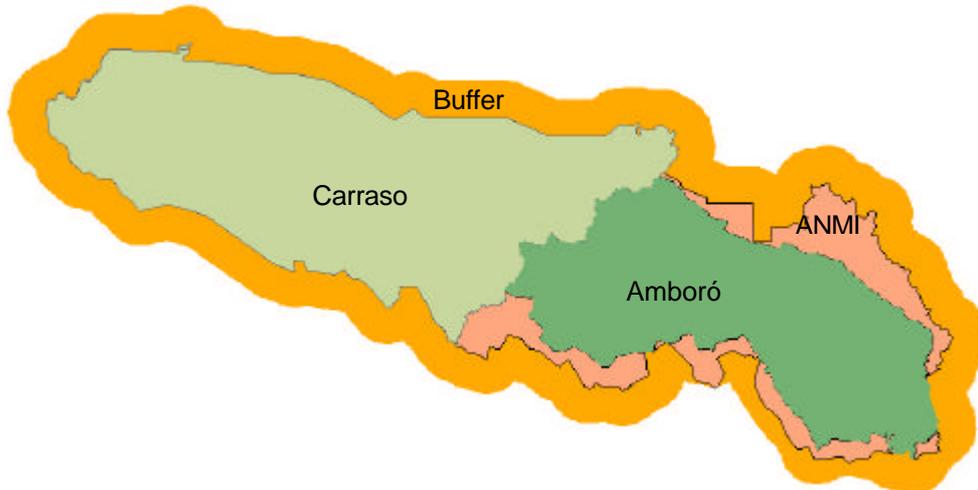


Figura A5. Área de simulación

2.2 Tasa de deforestación

2.2.1 Detección de deforestación histórica (1990 hasta 2005)

La detección del área deforestada entre los años 1990 y 2005 fue elaborada a base de imágenes satelitales de LANDSAT ETM7 de los años 1990, 1991 y 2005.

La detección de la deforestación para el Parque Nacional Carrasco siguió los subsecuentes pasos:

1. Rectificación de las imágenes aplicando “image to image rectification”, es decir una rectificación de una imagen no rectificada con puntos de referencia de una imagen ya rectificada.
2. Combinación de las bandas 3,4,5 de la imagen del año 1990 con las bandas 3,4,5 de la imagen del año 2005.
3. Clasificación no supervisada en ERDAS de la imagen combinada usando la banda 3 de la imagen año 2005 y dos veces 3 de la imagen año 1990. En esta combinación de bandas, las áreas que eran bosque en el año 1990 y no bosque en el año 2005 salen color rojo.
4. Edición de la clasificación incluyendo todas las áreas realmente deforestadas en “áreas de interés” (AOI's)
5. Aplicación de un filtro de “mayoría”, que limpia la imagen del “ruido”. La desventaja de este filtro es, que existe la posibilidad de que el filtro elimine áreas realmente deforestadas que forman áreas sumamente pequeñas, por ejemplo una hectárea. Por eso, la estimación de deforestación histórica es conservativa, en el sentido que la deforestación estimada es menor que la deforestación real.

La detección de la deforestación para el Parque Nacional Amboró proviene de un estudio del Museo de Historia Natural Noel Kempff, financiado por TNC. FAN solicitó el uso de estos datos a TNC y tiene permiso para su uso. Los años de análisis son 1991 y 2005, por lo que existe una discrepancia de un año con los años de análisis del área del Parque Carrasco. Puesto que el rango definido es 1990 hasta 2005, este año de discrepancia no sobreestima la deforestación, pero posiblemente causa una pequeña subestimación. Comparando los resultados con las imágenes, el autor aplicó un filtro de mayoría para también limpiar la imagen del ruido.

Seguidamente los dos estudios fueron combinados.

2.2.2 Proyección de deforestación (2006 hasta 2020)

La tasa de deforestación proyectada resulta de la extrapolación lineal de la tasa histórica. Al dividir el área deforestada entre 1990 y 2005 entre 15 años, se obtiene el promedio de deforestación anual. Esta cantidad anual entra como insumo en el Modelo de Simulación de cambio de uso de suelo “GEOMOD” para toda el área de análisis, es decir para el Corredor y su zona de buffer de diez kilómetros.

2.3 Localización de deforestación

GEOMOD simula la localización de deforestación de la siguiente manera:

Mapas de factores (= “Driver maps”)

El autor tiene que definir los factores (= “drivers”) que determinan la localización de la deforestación. En este caso se eligieron los siguientes factores: pendiente, distancia a los caminos, distancia a los pueblos y distancia a los ríos. Las imágenes de factores son imágenes clasificadas. En el caso de las imágenes de distancia se trata de un mapa de distancia que contiene varias clases. Por ejemplo, clase número uno es todo el área dentro de 500 metros de distancia al factor, clase número dos todo el área entre 500 y 1000 metros de distancia a factores, etc. El ancho de cada clase de factores a la distancia es 500 metros y su influencia está limitada por diez kilómetros. Cada factor tiene un peso. En ese caso los pesos de los cuatro factores son iguales, cada uno tiene una influencia de 0.25.

Mapa de probabilidad (= “suitability map”)

Al relacionar la deforestación histórica con los mapas de factores, el algoritmo [1] calcula la probabilidad que cada píxel tiene en relación a todos los otros píxeles de cambiar de bosque a no bosque. El algoritmo identifica la combinación “ideal” de los factores que causan deforestación. Los píxeles de bosque que tienen una combinación parecida, reciben valores de alta probabilidad, los píxeles con combinaciones diferentes, reciben valores con baja probabilidad

$$R(i) = \left[\sum_{a=1}^A W_a P_a(i) \right] / \left[\sum_{a=1}^A W_a \right] \quad [1]$$

R(i) = valor de probabilidad (“suitability”) para cada píxel

a = imagen de factor (“driver”)

A = números de factores

W_a = el peso del imagen de factor a

P_a(i) = porcentaje desarrollado en categoría a_k del imagen de factor a, donde píxel (i) es parte de la categoría a_k

k = un índice para el factor en el imagen “a”.

2.4 La simulación

Para simular la deforestación, el autor define los años de simulación, proporciona los mapas de factores, sus pesos, un mapa de deforestación histórica y la cantidad de píxeles que tienen que ser deforestados para el último año de simulación. GEOMOD va “deforestar” los píxeles con los valores de probabilidad más altos.

3. Emisiones de dióxido de carbono

3.1 Biomasa superficial y subterránea

La deforestación implica una descomposición de biomasa que resulta en emisiones de dióxido de carbono. Al multiplicar el área deforestada con un valor promedio de biomasa de árboles con un diámetro de altura al pecho (DAP) mayor a 10 cm, uno recibe cantidad de toneladas de la biomasa destruida. A base del estudio Dauber (2000)⁸, se eligió un valor medio de biomasa superficial por hectárea que incluye fustes, corteza, ramas y hojas para la categoría “Preandino amazónico” (129 t biomasa). Puesto que la deforestación también resulta en la descomposición de las raíces de los árboles, se calculó la biomasa de los mismos. Según “Good Practice Guidance” la relación entre biomasa de las raíces y biomasa superficial para bosques tropicales es de 0.24⁹.

3.2 Carbono secuestrado después del desmonte

Después del desmonte hay una recuperación de la vegetación que secuestra carbono. La cantidad depende del tipo de uso de suelo que son típicamente cultivo, pasto y barbecho. Para cultivos se eligió la cantidad de 5 t C ha⁻¹ año⁻¹ (10). Este valor es para cultivos anuales, por eso la cantidad de carbono secuestrado por cultivos se queda constante y no hay un crecimiento. A base de Brown y Delaney (2001) se aplicó la cantidad de 1.8 t C ha⁻¹ para pasto¹¹. Según “Good Practice Guidance”, el barbecho entra en la categoría cultivos. Para tener un valor promedio se multiplicó la cantidad de 5 t C ha⁻¹ año⁻¹ por 4 años, que refleja la mitad del tiempo que un área se queda como barbecho¹². La dispersión espacial entre cultivo, pasto y barbecho se asume que sea igual, es decir que 1/3 del área de desmonte se cambia en cultivos, 1/3 en pasto y 1/3 en barbecho.

3.3 Cálculo

La siguiente formula calcula la cantidad de toneladas de dióxido de carbono emitidas por año por la deforestación simulada.

$$X_i = \left[(A_i \cdot Bt + A_i \cdot Bt \cdot R) \cdot CF - A_i \cdot \left(\frac{1}{3} \cdot (C + P + B) \right) \right] \cdot E$$

X_i = Emisiones de t CO₂ en el año i

A_i = Área deforestada en el año i

Bt = Biomasa aérea total de los árboles a partir de 10 cm. DAP, incluyendo fustes, corteza, ramas y hojas. Corresponde a la altura total del árbol, desde el suelo hasta el ápice de la copa.
[129 t C ha⁻¹]

R = “Root-Shoot” ratio, la relación entre la biomasa de los raíces con la biomasa aérea.
[0.24]

CF = Fracción de carbono de biomasa

⁸ Dauber, E. (2000). “Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia”

⁹ IPCC (2003). Good Practice Guidance for LULUCF, Annex 3A.1 Biomass Default Tables for Section 3.2 Forest Land.

¹⁰ IPCC (2003). Good Practice Guidance for LULUCF, Chapter 3, Cropland

¹¹ Brown, S., Delany, M., (2001). “Preliminary Carbon-Offset Analyses for the Guaraqueçaba Climate Action Project: 2001 Findings and Status Report”, p.16, Table 7. Statistics for aboveground carbon in the pasture strata of the GCAP

¹² Plan Participativo de Desarrollo Municipal sostenible 2001-2205, p. 124

- C = [0.5]
tC ha⁻¹ secuestrado en cultivos
[5 t C ha⁻¹]
- P = tC ha⁻¹ secuestrado en pasto
[1.8 tC ha⁻¹]
- B = tC ha⁻¹ secuestrado en barbecho
[20 tC ha⁻¹]
- E = Constante para cambiar tC en tCO₂
[44/12]

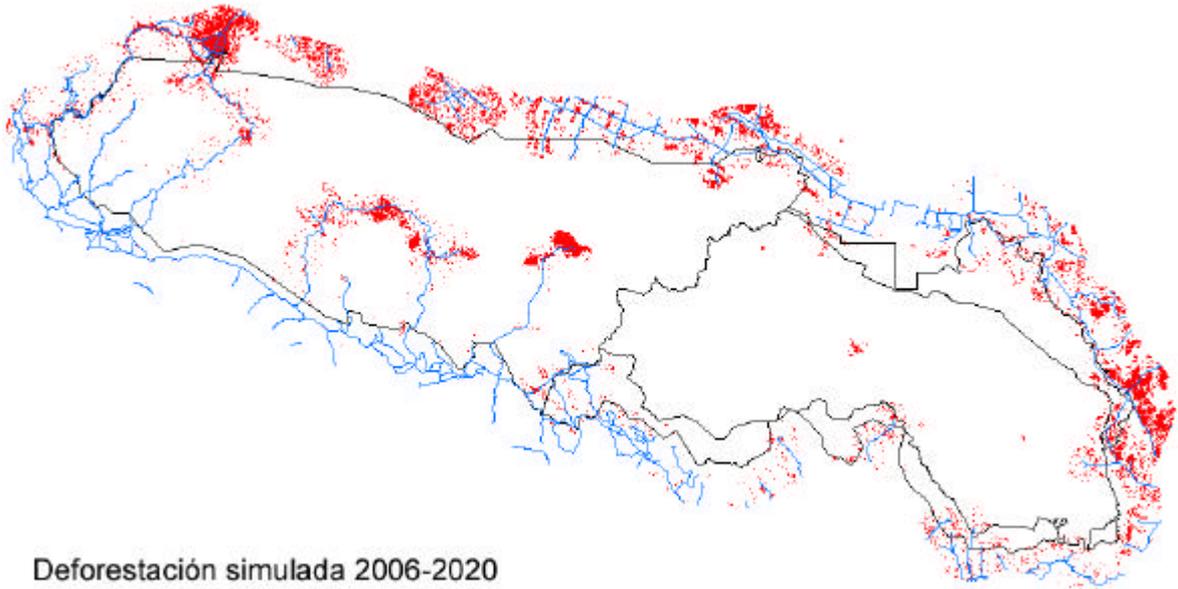
4. Resultados

La siguiente tabla muestra la cantidad de hectáreas deforestadas por año para cada región y las emisiones, tomando en cuenta biomasa superficial, subterránea y secuestro de carbono por el uso de suelo después del desmonte.

Tabla A3. Deforestación simulada en ha y t CO₂

	Área deforestada por ha y año				Emisiones
	Amboró (sin ANMI)	ANMI	Carrasco	Amboró- Carrasco (con ANMI)	tCO ₂
2006	112	364	1,308	1,784	464,664
2007	27	287	1,960	2,275	592,536
2008	81	476	1,686	2,243	584,306
2009	71	398	1,619	2,088	544,004
2010	112	350	1,501	1,963	511,415
2011	154	508	1,579	2,241	583,744
2012	120	365	1,684	2,169	565,128
2013	123	415	1,623	2,161	562,994
2014	153	436	1,545	2,135	556,101
2015	193	503	1,429	2,124	553,358
2016	160	438	1,349	1,948	507,405
2017	492	472	1,687	2,650	690,279
2018	293	583	1,628	2,504	652,251
2019	367	587	1,786	2,740	713,819
2020	475	703	1,806	2,984	777,449
SUMA	2,934	6,886	24,189	34,009	8,859,454

La siguiente figura muestra la localización de la deforestación simulada entre los años 2006 y 2020.



Deforestación simulada 2006-2020

Figura A6. Deforestación simulada 2006-2020

Una extrapolación lineal de la tasa de deforestación de los últimos 15 años (1990 hasta 2005) del Corredor Amboró-Carrasco, incluyendo un buffer de 10 Km. alrededor, y implementando esta tasa de deforestación en el Modelo de GEOMOD, resulta en una área deforestada en el Corredor de 34,009 ha (340 km², 18 x 18 Km.). Esta área cubre 2.6 % del área del Corredor y resulta en emisiones de 8,859,454 t CO₂. Calculando con un precio de 2 \$US por tonelada de dióxido de carbono, una tasa de descuento de 10%, la evitación de este desmonte tendría un valor presente neto de \$US 8,664,739.

Tabla A4. Área deforestada en hectáreas desde 1990

	Amboró (sin ANMI)	ANMI	Carrasco	Amboró-Carrasco (con ANMI)
2005	1219	11538	24100	36856
2006	1330	11902	25408	38640
2007	1357	12189	27368	40914
2008	1438	12666	29053	43157
2009	1509	13064	30673	45246
2010	1621	13414	32174	47209
2011	1775	13922	33753	49450
2012	1895	14287	35437	51619
2013	2018	14702	37059	53780
2014	2172	15138	38605	55915
2015	2365	15641	40033	58039
2016	2525	16079	41382	59987
2017	3017	16551	43069	62637
2018	3310	17134	44696	65140
2019	3677	17721	46483	67881
2020	4153	18423	48289	70865

Figura A7. Deforestación simulada por año (2006-2020)

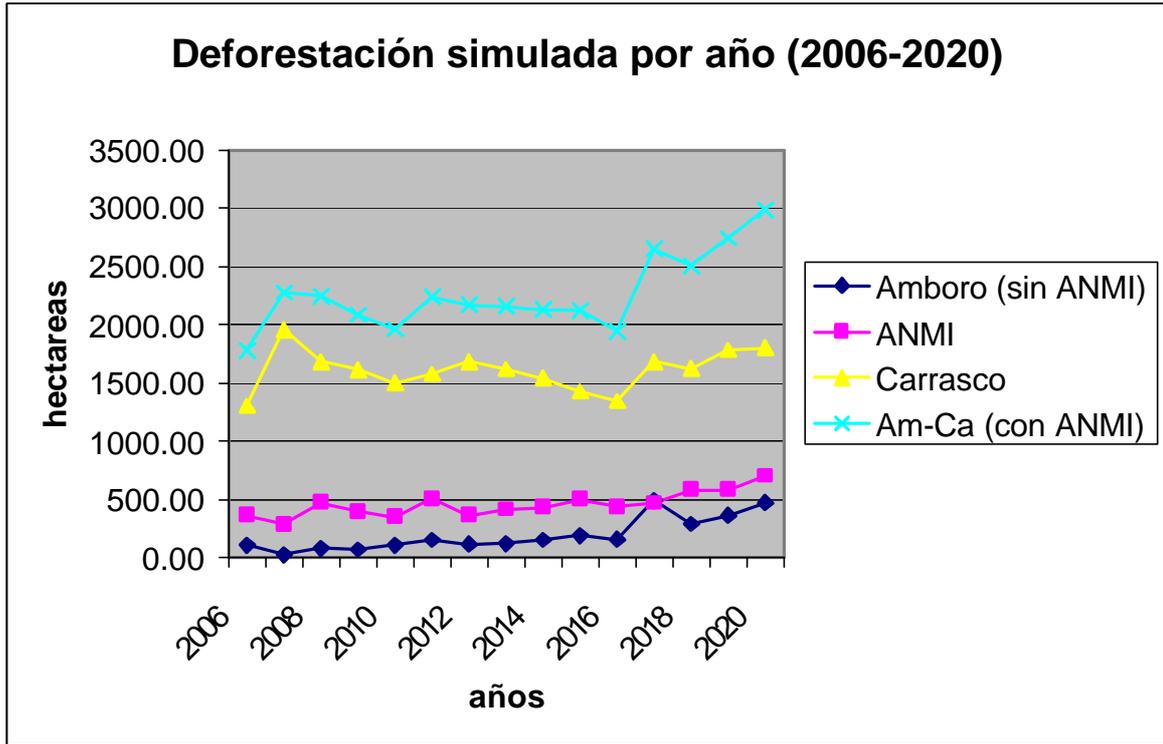


Figura A8. Deforestación simulada entre 2005 y 2020

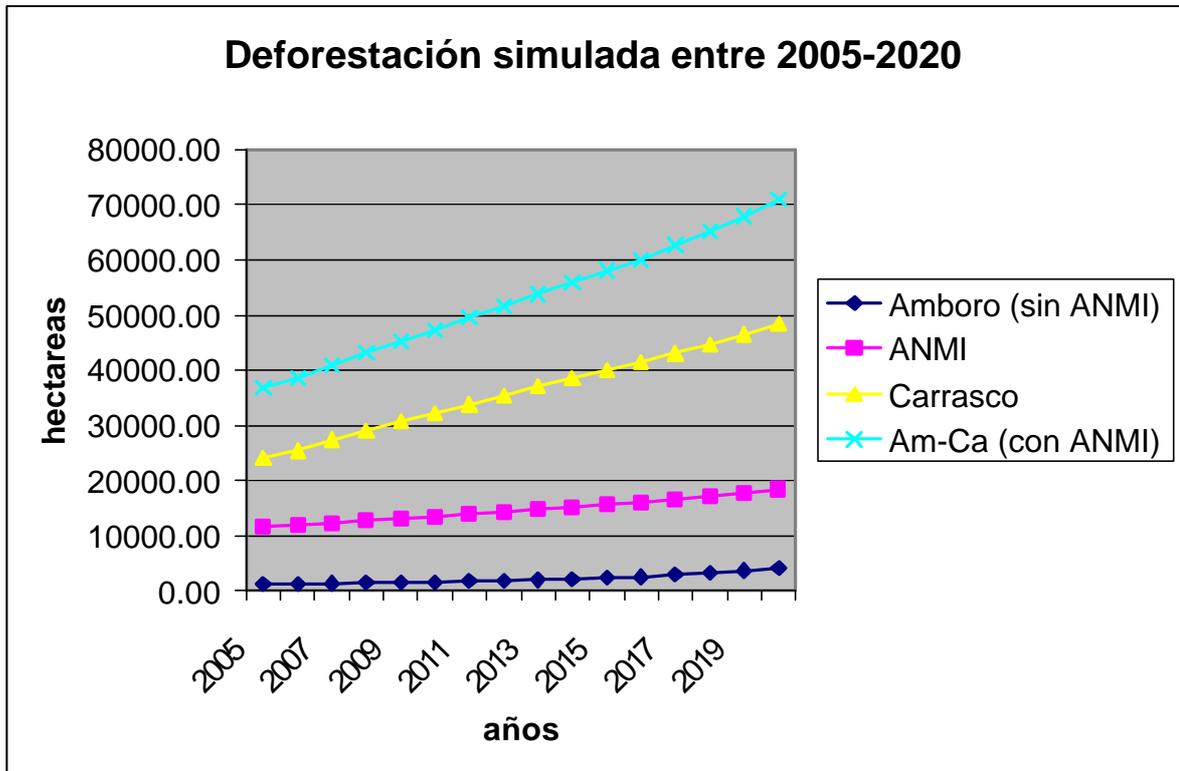
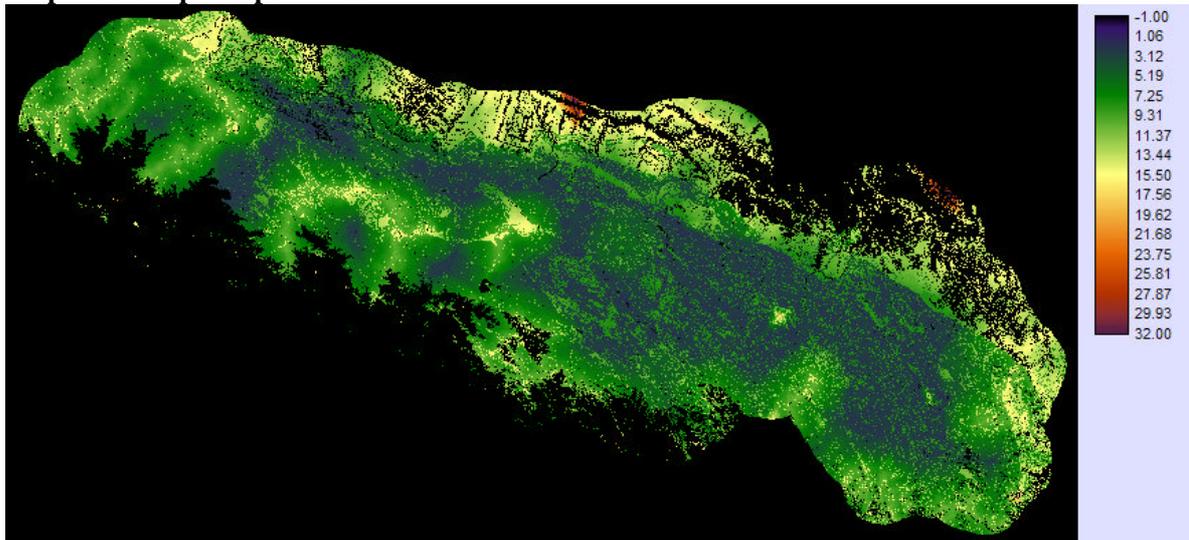


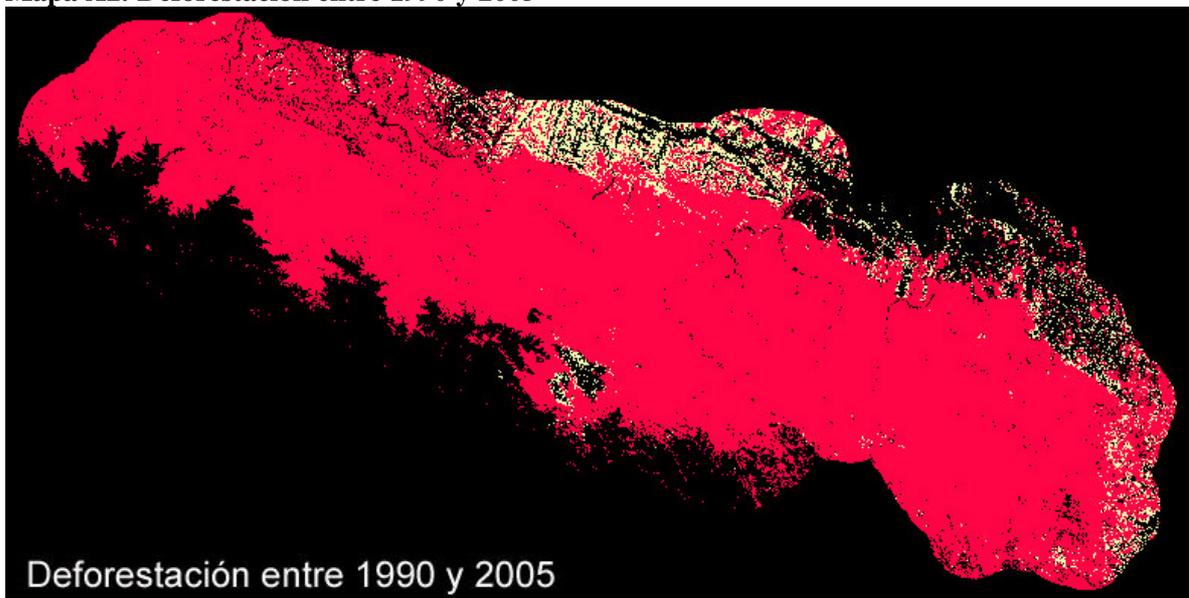
Tabla A5. Calculo de Emisiones								
	Biomasa superficial (t materia seca)	Biomasa subterránea (t materia seca)	Biomasa total (t materia seca)	Biomasa total (t C)	Cultivo, Pasto, Barbecho (tC)	Biomasa menos uso (tC)	Emisiones (tCO₂)	Valor Actual Neto (\$US)
2006	230,099	55,224	285,322	142,661	15,934	126,727	464,664	844,844
2007	293,420	70,421	363,840	181,920	20,319	161,601	592,536	979,398
2008	289,344	69,443	358,787	179,394	20,037	159,356	584,306	877,996
2009	269,387	64,653	334,040	167,020	18,655	148,365	544,004	743,124
2010	253,249	60,780	314,029	157,014	17,538	139,477	511,415	635,096
2011	289,066	69,376	358,442	179,221	20,018	159,203	583,744	659,016
2012	279,847	67,163	347,011	173,505	19,380	154,126	565,128	580,000
2013	278,791	66,910	345,701	172,850	19,306	153,544	562,994	525,282
2014	275,378	66,091	341,468	170,734	19,070	151,664	556,101	471,683
2015	274,019	65,765	339,784	169,892	18,976	150,916	553,358	426,687
2016	251,264	60,303	311,567	155,783	17,400	138,383	507,405	355,685
2017	341,822	82,037	423,859	211,929	23,671	188,258	690,279	439,889
2018	322,990	77,518	400,508	200,254	22,367	177,887	652,251	377,868
2019	353,478	84,835	438,313	219,156	24,479	194,678	713,819	375,942
2020	384,988	92,397	477,385	238,692	26,661	212,032	777,449	372,230
SUMA	4,387,140	1,052,914	5,440,054	2,720,027	303,812	2,416,215	8,859,454	8,664,739

Mapas

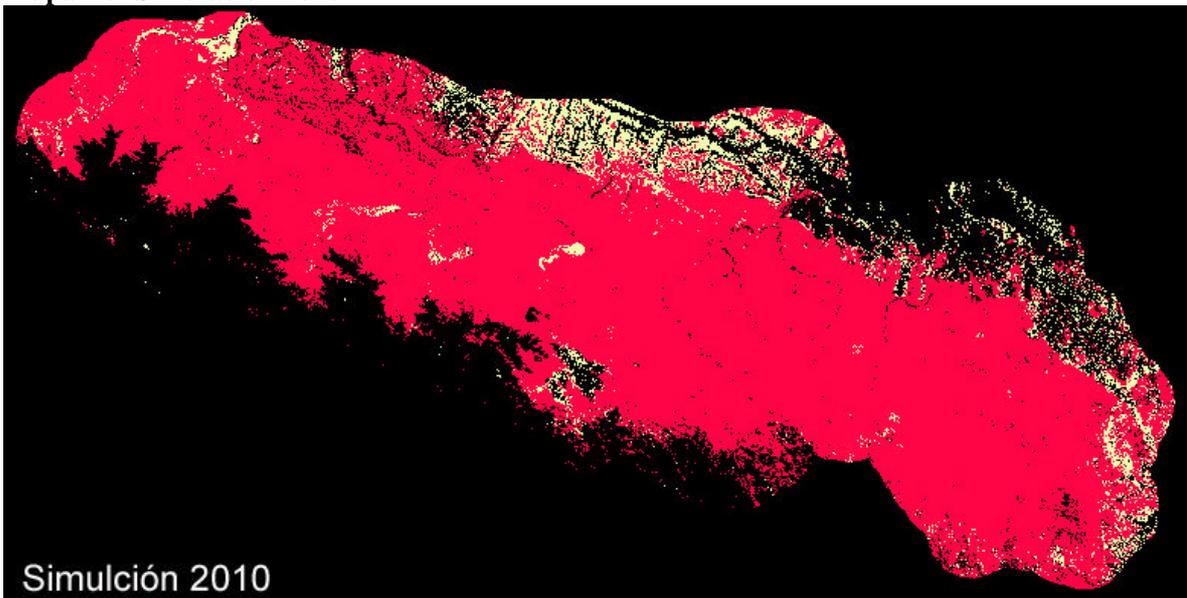
Mapa A1. Mapa de probabilidad



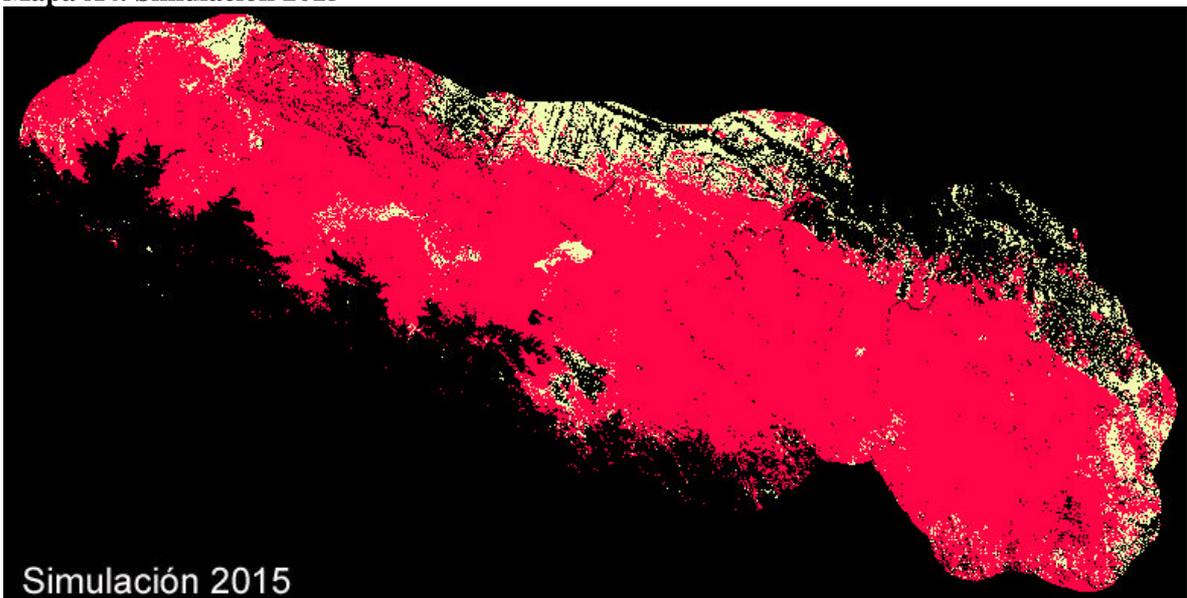
Mapa A2. Deforestación entre 1990 y 2005



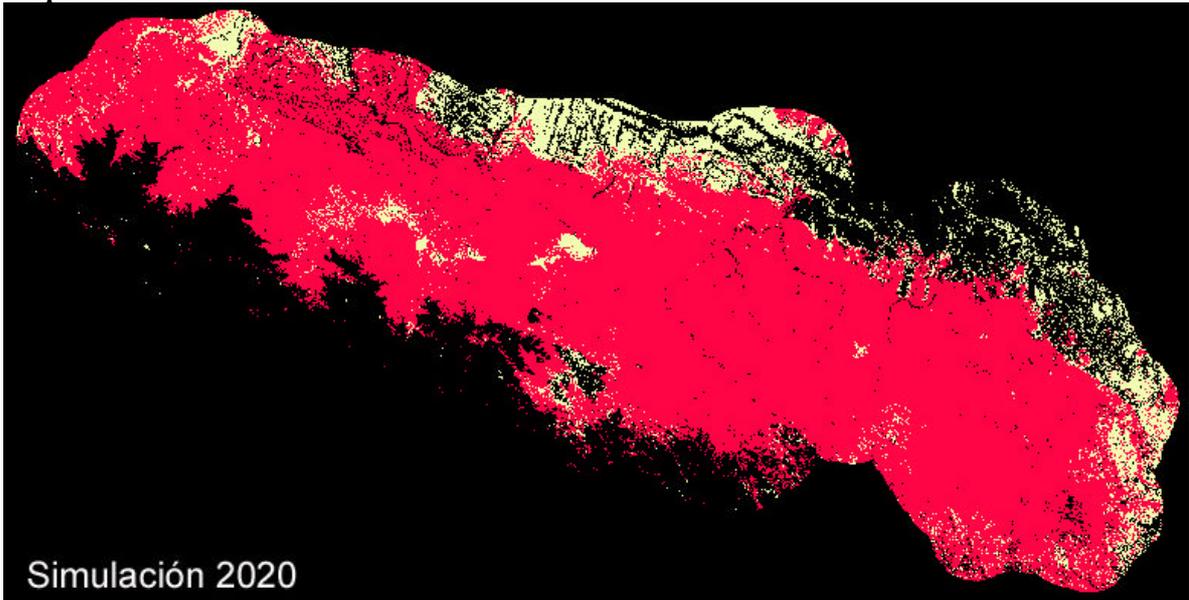
Mapa A3. Simulación 2010



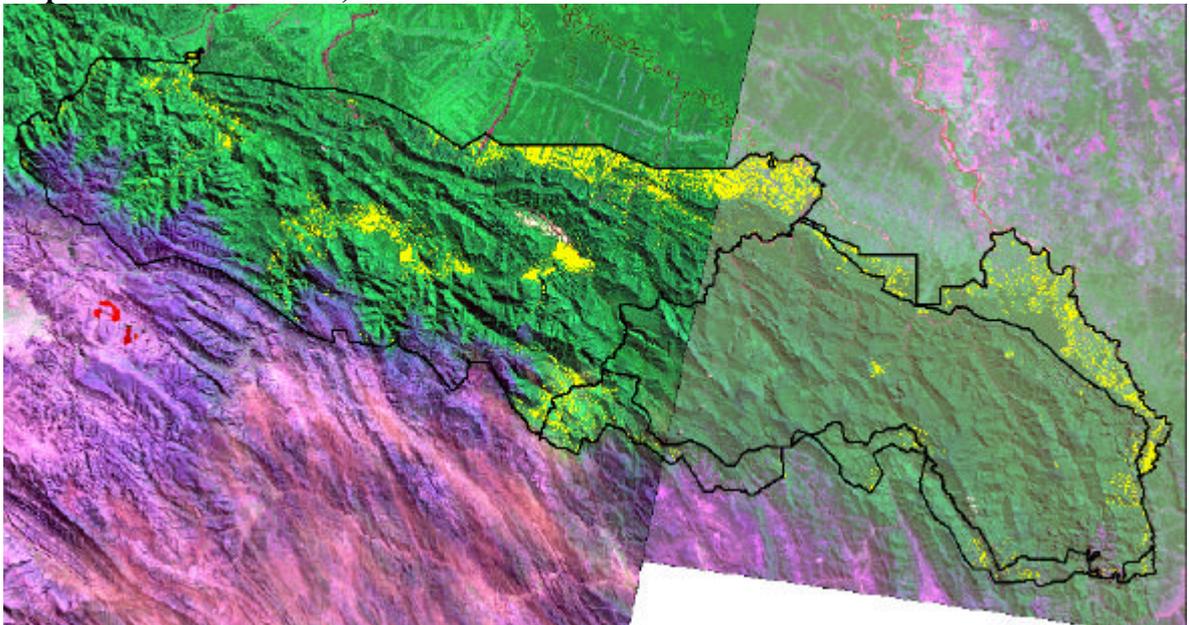
Mapa A4. Simulación 2015



Mapa A5. Simulación 2020



Mapa A6. Simulación 2020, Landsat



Referencias Bibliográficas

Brown, S., Delany, M., (2001). “Preliminary Carbon-Offset Analyses for the Guaraqueçaba Climate Action Project: 2001 Findings and Status Report”

Dauber, E., Terán, J., Guzmán, R., (2000). “Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia”

IPCC (2003). Good Practice Guidance for LULUCF.

Plan Participativo de Desarrollo Municipal sostenible 2001-2205.

Anexo 4: Otros proyectos de riego

Proyecto de riego Thaq'ó Pamapa-Alizar Pojo

En un área de influencia de 120 has con dos comunidades asociadas, en el Municipio de Pojo en la Provincia de Carrasco, Departamento de Cochabamba se ha implementado un programa de mejoramiento del sistema de riego. En el mismo se han establecido los valores incrementales de los distintos rubros de cultivo para ambas comunidades a partir de la implementación y ampliación de un sistema de riego con captación de agua proveniente de la cuenca protegida por el Parque Nacional Carrasco. En este caso el valor incremental promedio por familia es de US\$ 366,30 al año en la situación con proyecto. El valor total de la producción se estima en US\$ 38,201.75 y con el aporte de un sistema de riego el valor total de la producción asciende a la suma de US\$ 64,941.58 lo que significa que se logrará un incremento total de US\$ 26,739 con el aporte del riego. Es de destacar que el aumento está dado por una mejora en el sistema de captación y distribución del agua y por mejorar las condiciones de operación.

Proyecto de riego Ashka Yacu, Totorá – Carrasco

En este proyecto se previó la construcción de una obra de toma y canal principal de conducción. Bajo condiciones similares al proyecto anterior se identificaron valores incrementales del orden de US\$ 60,251.91 (valor anual) en toda el área del proyecto gracias a la utilización de los servicios hídricos proveídos por el Parque Nacional Carrasco.

Referencias Bibliográficas Generales

1. Ayward, B. (2002) Market Mechanisms and Environmental Services: A Conceptual Approach and Review of International Experience. Proyecto MIRNA, Guatemala.
2. Barbier, E., 1994, "Valuing environmental functions: tropical wetlands", *Land Economics* 70(2):155-73.
3. Bawa, K., and M. Gadgil (1997). *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington.
4. Bockstael, N. E., W. M. Haneman and I. E. Strand (1986). Measuring the benefits of water quality improvements using recreation demand models. Report to the U.S. – Environmental Protection Agency. College Park, Md.: University of Maryland.
5. Born, Harry Rubens, Verissimo, Adalberto, YannLe Boulluec Alves, Manoel Pantoja dea Costa, Clarissa Riccio de Carvalho, Gemima Cabral Born, Sergio Talocchi (2002). *Payment for Environmental Services: Brazil, Proyecto Pago por Servicios Ambientales de las Américas*. PRISMA. Salvador.
6. Bowes, N. W. and R. Schneider (1979). Procedures in estimating benefits of water quality change. *Amer. J. Of Agric. Economics*, 61(1), 535539
7. Brown, S., Delany, M., (2001). "Preliminary Carbon-Offset Analyses for the Guaraqueçaba Climate Action Project: 2001 Findings and Status Report"
8. Buretein, J.; Chapela, G.; Aguilar, J.; De León, E. (2002).). Informe sobre la propuesta de pago por servicios Ambientales en México. Proyecto Pago por Servicios Ambientales en las Américas. PRISMA. San Salvador.
9. Burstein, John (2000). Informe sobre la propuesta de pago por servicios Ambientales en México. Proyecto Pago por Servicios Ambientales en las Américas. PRISMA. Chiapas, México.
10. Camacho, Maria Antonieta and Reyes, Virginia (2002). Pago por servicios Ambientales. Octavo informe sobre el estado de la nación en desarrollo humano sostenible. Consejo Nacional de Sectores. La Defensoría de los habitantes. United Nations Development Programme. San José, Costa Rica.
11. Camacho, Maria Antonieta; Reyes, Virginia; Miranda, Miriam and Segura, Olman (2002). Gestión local y participación en torno al pago por servicios ambientales: Estudios de caso en Costa Rica. Proyecto Pago por Servicios Ambientales en las Américas. PRISMA. San Salvador
12. Centro de Desarrollo Rural –CEDES- (1998). Plan Participativo de Desarrollo Municipal Participativo. Alcaldía Municipal de Pocona. Central Sindical Única de Trabajadores Campesinos de Pocona. III Sección Municipal. Provincia de Carrasco.
13. Chomitz, K. M. and Kumari, K., (1998), The Domestic Benefits of Tropical Forests: A Critical Review, *World Bank Research Observer*, 13(1): 13-35.
14. Chomitz, K., Brenes and Constantino, L. (1998). Financing Environmental Services: the Costa Rica Experience and its Implications. Development Reserch Group and Environmentally and Socially Sustainable Development, Latin América and Caribbean Region, World Bank: Washington, D.C.

15. Constanza, R. And C. Folke (1997). Valuing Ecosystems Services with Efficiency, Fairness, and Sustainability as Goals. Nature`s Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington.
16. Creemers, G. And van den Bergh, J., 1998, “ The use of a hidrological economic model to estimate indirect use values of wetlanda: a case study in South Africa”, paper presented at 4th Workshop of the Global Economics Network, Wetlands: Landscape and Institutional Perspectives Stockholm.
17. Daily et al 1997 .; Johnson, N. White, A and D. Perrot-Maitre, 2001, Developing Markets for water Services from Forests: Issues and Lessons for innovators, Katoomba Group, World Resources Institute and Forest Trends, Washington DC.
18. Daily, Gretchen et al. (1997). Ecosystems Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems, Issues in Ecology No. 2, Spring 1997. Ecological Societi of America.
19. Dauber, E., Terán, J., Guzmán, R., (2000). “Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia”
20. Dixon, J. A. and Sherman, P.B. (1990) Economics of Protected Areas: A new look at benefits and costs. Island Press, Washington DC, USA.
21. Dixon, J. A., Ealsclmidt, M. M. 1986. Economic valuation techniques for the Environment. Johns Hopkins University Press. Baltimore
22. Ferraro, Paul (2000). Constructing Markets for Ecosystem Services: Limitations of Development Interventions and Role for Conservation Performance Payments. Paper presented at the 8th International Association for Study of Common Property Conference. Indiana University, Bollmington. 31 May-4 june.
23. Fisher A. and Raucher R. (1984). “Intrinsic Benefits of Improved Water Quality: Conceptual and Empirical Perspectives,” in V. Kerry Smith and Ann Dryden Witte, eds., Advances in Applied Microeconomics. Greenwich, Conn.: JAI Press.
24. From Brown, M. de la Roca, I., Vallejo, A., Ford, Casey, J., Aguilar, B. And R. Haacker, 1996, A Valuation Analysis of the Role of Cloud Forest in Watershed Protection: Sierra de las Minas Biosphere Reserve, Guatemala and Cusuco National Park, Honduras, RARE Center for Tropical Conservation, Fundación Defensores de la Naturaleza and Fundación Ecológica.
25. Goulder, L. And D. Kennedy (1997). Valuing Ecosystem Services: Philosophical Bases and Empirical Methods. Nature`s Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, D.C.
26. Gren, I. and T. Soderqvist, 1994, Economic Valuation of Wetlands: A Survey, Beijer Discussion Paper Series No. 54, Beijer International Institute of Ecological Economics, Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm
27. IPCC (2003). Good Practice Guidance for LULUCF.
28. Isakson, R. (2002). Payment for Enviromental Services in the Catskills: A socio-economic analysis of the agricultural strategy in New York City`s watershed management plan. Proyecto Pago por Servicios Ambientales en las Américas.PRISMA. San Salvador.
29. James, R. F., 1991, Wetland Valuation: Guidelines and Techniques, PHPA/WB Sumatra Wetland Project Report no 31, Asian Wetland Bureau – Indonesia: Bogor.

30. Johnson, Nels; White, Andy and Perrot-Maitre, Daniéle (2001). *Developing Markets for Water Services from Forests: Issues and Lessons for Innovators*. Forest Trends. World Resources Institute. The Katoomba Group. Washington, D.C.
31. Kramer, R.A., Ritcher, D.D, Pattanayak, S. And N. Sharma, 1997, *Ecological and Economic Analysis of Watershed Protection in Eastern Madagascar*, *Journal of Environmental Management* 48: 277-295.
32. Krieger, Douglas (2001). *The Economic Values of Forest Ecosystem Services: A Review*. The Wilderness Society. Washington, D.C.
33. Miranda, Miriam and Ina Porras (2002). *The Social Impact of Payments for Environmental Services in Costa Rica*. In: *Markets for Watershed Services and Improved Livelihoods* IIED project meeting – Summary Notes, 24-25 Sept., London
34. Munasinghe, M. and McNeely, J. (1994). *Protected Area Economics and Policy: Linking Conservation and Sustainable Development*. Proceedings of the Workshop on the Economics of Protected Areas at the IUCN-World Conservation Union Fourth Congress on National Parks and Protected Areas: Caracas, Venezuela.
35. Nasi, R., Wunder, S. And Campos J., 2002, *Forest ecosystems services: can they play away out of deforestation?*. Discussion paper prepared for the GEF Forestry Roundtable, UNFF II, Costa Rica.
36. Ortiz, Edgar, Luis Sage and Carlos Borge (2003). *Impacto del Programa de Pago de Servicios Ambientales en Costa Rica como medio de reducción de la pobreza en los medios rurales*, Unidad Regional de Asistencia Técnica (RUTA), San José.
37. Pattanayak, S. And R. Kramer, 2001, *Pricing ecological services: Willingness to pay for drought mitigation from watershed protection in eastern Indonesia*, *Water Resources Research*, 37(3): 771-778
38. Pearce, D. and Moran, D. (1994) *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London.
39. Pearce, D. and Turner, R.K. (1990) *Economics of Natural Resources and the Environment*. John Hopkins Press, Maryland.
40. Phillips, Adrian ed. 1998. *Economic Values of Protected Areas Guidelines for Protected Area Managers*, IUCN Cardiff University
41. Proctor, W. (2002). *Incorporating People's Views into the Valuation of Ecosystem Services*. What are Ecosystem services? River and Riparian Lands Management Newsletter. Land and Water – Edition 21. Austria.
42. Reid, W.V., 2001, *Capturing the value of ecosystem services to protect biodiversity*. In *Managing human-dominated ecosystems*, eds. G. Chichilenisky, G.C. Daily, P. Ehrlich, G. Heal, J.S. Miller.- St. Louis: Missouri Botanical Garden Press.
43. Reid, W.V. (1999). *Capturing the Value of Ecosystem Services to Protect Biodiversity*. To be Published in: Chichilnisky, G., Ehrlich, P., and Miller, S., *Managing Human Dominated Ecosystems*. Monographs in Sistematic Botany from the Missouri Botanicals Garden, Vol. 80.
44. Smith, V. K., W. H. Desvousges and M. P. McGivney (1983). *Estimating water quality benefits: An econometric analysis*. *Southern Economic Journal*, 50(2), 422-437.

45. Stuip, M.A.M., Beker, C.J., and W. Oosterberg, 2002, The Socio-Economic Value of wetlands, Wetlands International and Riza, Wageningen; Wimpenni, J.T., 1991, values for the environment: A Guide to Economic Appraisal, Oversize Development Institute, HSMO Publications, London.
46. Turpie, J., Smith, B., Emerton, L. And J. Barnes, 1999, Economic Valuation of the Zambezi Basin Wetlands, IUCN-The World Conservation Union Regional Office of Southern Africa, Harare.
47. Ulph, A. and Reynolds I. (1981) An Economic Evaluation of National Parks. Center for Resource and Environmental Studies, Australian National University, Canberra.