



PROCISUR

DIALOGO LI

VALORACION ECONOMICA en el USO de los RECURSOS NATURALES y el MEDIO AMBIENTE



PROGRAMA COOPERATIVO PARA EL DESARROLLO TECNOLÓGICO AGROPECUARIO DEL CONO SUR
PROCISUR

SUBPROGRAMA RECURSOS
NATURALES Y SOSTENIBILIDAD AGRICOLA

DIALOGO LI
VALORACION ECONOMICA en
el USO de los RECURSOS NATURALES y
el MEDIO AMBIENTE

IICA
Montevideo, Uruguay
1 9 9 8

00008447

PROCISUR

DIÁLOGO

Nº 51

Edición: Juan P. Puignau

Programa Cooperativo para el Desarrollo Tecnológico Agropecuario del Cono Sur. Subprograma
Recursos Naturales y Sostenibilidad Agrícola
Valoración económica en el uso de los recursos naturales y el medio ambiente / IICA-
PROCISUR. -- Montevideo : PROCISUR, 1998
118 p. (Diálogo - IICA/PROCISUR; 51)

ISBN 92-9039-379 3

/MEDIO AMBIENTE/ /RECURSOS NATURALES/ /PROYECTOS DE DESARROLLO/ /
DESARROLLO SOSTENIBLE/ /ECONOMIA AMBIENTAL/ /IMPACTO AMBIENTAL/ /
TECNOLOGIA/CONO SUR/

AGRIS P01

CDD 630

Las ideas y planteamientos contenidos en los artículos firmados son propios del autor y no representan necesariamente el criterio de las Instituciones integrantes del PROCISUR.

Este DIALOGO reproduce los trabajos del Taller Internacional sobre "Valoración económica en el uso de los recursos naturales y el medio ambiente", organizado por el Subprograma Recursos Naturales y Sostenibilidad Agrícola (RNSA) del PROCISUR y realizado en INIA CRI Quilamapu, Chillán, Chile, el 7 y 8 de octubre de 1997, en el marco del acuerdo de cooperación que se está desarrollando con la GREAN Initiative (Global Research on the Environmental and Agricultural Nexus for the 21st. Century)

Este evento fue coordinado por el Dr. Emilio Ruz, Coordinador Internacional del Subprograma RNSA del PROCISUR y por el Ing. Agr. Hernán Riquelme del INIA Chile CRI Quilamapu y contó con la participación de los Dres. Mark T. Brown, William L. Miller y Michael Irwin de la GREAN Initiative.

-	Introducción, por E. Ruz	1
-	Medición del impacto económico de la adopción de tecnologías de producción para la agricultura sostenible, por W. Miller	3
-	Ingreso económico y la valorización del medio ambiente, E. Calfucura T.	13
-	Avaliação de impactos ambientais de projetos de desenvolvimento tecnológico agropecuário, por G. Stachetti Rodrigues	37
-	Environmental accounting: Emergy perspectives on sustainability, by M.T. Brown	47
-	Sustentabilidad del desarrollo en Chile: Un análisis del sector exportador, por E. Figueroa B. y V. Kunze N.	71
-	Criterios de evaluación de proyectos y estudios de impacto ambiental en el sector agropecuario, por B. Ruiz Adaros	97
-	Evaluación de impacto ambiental de represas en el Alto Biobío. Valoración de efectos sobre Comunidades Indígenas, por G. Azócar García	107
-	Concept Paper. Natural resource valuation, environmental. Impact assessment and sustainability the role of the NIARs in the Southern Cone, by G. Stachetti; M.T. Brown ; W. Miller; E. Ruz and H. Riquelme	113
-	Expositores y Asistentes del Taller Internacional	117

Introducción

El tema abordado en este Taller por el Subprograma RNSA, despertó gran interés por su pertinencia en todos los países del Cono Sur. El principal resultado que se logró con este evento fue la incorporación a la discusión estratégica de los INIAs a través del PROCISUR, de un tema de por sí complejo por su gran trascendencia en la sostenibilidad de los recursos naturales, y en el desarrollo económico de los países.

El gran desafío es como incorporar a los costos de producción de los sistemas agropecuario y forestales, el deterioro de los recursos naturales renovables, y el impacto en el medio ambiente. Hasta ahora, éstos no se consideran como un costo de la actividad agropecuaria, y por lo tanto, los efectos negativos permanecen como un componente neutral, tanto en la contabilidad de las empresas, como también en las cuentas nacionales.

La correcta valoración del uso de los recursos naturales, puede llegar a ser indispensable en la agricultura de exportación. Sin embargo se requiere disponer de metodologías especiales que permitan la valoración económica de bienes y servicios que no se tranzan en el mercado ; al mismo tiempo se debe incorporar la "valoración" que la sociedad le da a los recursos naturales, y qué tipo de políticas se generan para lograr este propósito. Nos parece que estos son puntos centrales para poder avanzar, ya que si no se sabe cuánto valen tales recursos (o la reposición de los mismos) no sabremos cuánto estaremos dispuesto a pagar por ellos.

Por otra parte, las exportaciones agropecuarias deberán enfrentar dificultades crecientes en aquellos países que provocan daños al medio ambiente o ponen en peligro la base de sus riquezas naturales. Tendencia que también comienza a observarse en el comportamiento de los mercados locales. De este modo las nuevas tecnologías y su correspondiente tasa de adopción están siendo influenciadas significativamente, tanto por su efecto económico como por su relación "amigable con el medio ambiente".

En definitiva, lo que se buscó a través de los temas tratados en este Taller fue focalizar el interés en que cualquier recurso natural debe ser considerado como un activo o capital natural que dispone de un potencial para generar beneficios en el futuro, y cuya disminución en el stock constituirá una pérdida de parte de esos beneficios para las generaciones futuras.

Emilio Ruz
*Coordinador Internacional
del Subprograma Recursos Naturales y
Sostenibilidad Agrícola*

Medición del impacto económico de la adopción de tecnologías de producción para la agricultura sostenible

por William Miller *

INTRODUCCIÓN

*"...rápidamente se deben desarrollar y adoptar nuevas tecnologías sensibles al ambiente, y las tecnologías existentes deben ser utilizadas más ampliamente para conservar los recursos del planeta. En los sectores energético, agrícola, manufacturero, y en todos los demás se necesita una nueva generación de tecnologías más benignas con el ambiente"****

La economía es el estudio de la distribución eficiente de los recursos escasos en la producción de servicios y productos que la gente desea. La creación de un sistema de producción de agricultura sostenible involucra varios tópicos. Algunas personas investigan nuevas vías para mantener la productividad del recurso suelo y reducir su degradación causada por la erosión. Otras estudian la calidad y cantidad del suministro de agua, haciendo énfasis en la necesidad de usar este recurso eficientemente en la producción agrícola y reducir la sedimentación e inundación. Algunas personas acentúan la necesidad de aminorar la contaminación del aire que ocasiona la agricultura o están preocupados por el calentamiento atmosférico global. A otros investigadores les preocupa la contaminación de los recursos naturales ocasionada por el escurrimiento o lixiviación de agroquímicos. Otros estudian el tamaño de las granjas o las características de la tenencia de la tierra y apuntan al impacto que esto tiene en la producción y distribución de los recursos. Muchas de las actuales actividades de investigación de los profesionales del agro se relacionan directa o indirectamente con el propósito de lograr un uso más eficiente de los recursos naturales.

En el futuro, tanto los factores económicos como la preocupación ambiental influenciarán fuertemente la tasa de adopción de la nueva tecnología agrícola. Uno de los motores que históricamente ha impulsado la adopción de nueva tecnología es la constante necesidad de incrementar la productividad de los agricultores individuales y por lo tanto el incremento en los ingresos de las granjas. La contribución clásica de la Revolución Industrial fue hacer posible un incremento en los salarios y el estándar de vida, permitiendo un crecimiento constante del capital como para elevar la productividad del trabajo. En la producción de cultivos en hileras, el más claro ejemplo de este principio fue la reorientación de la tecnología hacia maquinaria agrícola más grande, más ancha, más rápida y de mayor potencia. Con el cambio a equipo más grande, los agricultores adoptaban muchos cambios técnicos incorporados en las nuevas maquinarias.

El viraje hacia sistemas de labranza mínima – el cual reduce el ingreso de sedimentos a ríos y lagos – es probablemente el más citado de los cambios técnicos que mejoró tanto el beneficio económico como el ambiente. La labranza mínima ha sido adoptada porque redujo el costo de producción por unidad producida y permitió un drástico incremento en la escala de operación, y a la vez era ambientalmente deseable. La adopción de esta tecnología fue posible gracias a la creciente preocupación de agricultores y otras personas por la erosión del suelo; por la fabricación de equipo para la labranza mínima; y por los programas educativos que informaron a los agricultores sobre el uso de los sistemas de labranza mínima.

El manejo de plagas es otro ejemplo de cambio tecnológico ambientalmente inducido. Los agricultores deben usar métodos eficientes de control de malezas, insectos y enfermedades que amenacen a sus cultivos. Los recientes cambios tecnológicos en el control de

* Profesor, Universidad de Nebraska, USA.

** Tomado y traducido de "Choosing a Sustainable Future" página 5 de la Comisión Nacional de Ambiente de Estados Unidos.

malezas enfatizan el ambiente. Por ejemplo, disminuir el espacio entre las hileras hace que el dosel del cultivo sombree el suelo y reduzca la germinación de malezas. Han sido desarrolladas nuevas orientaciones para agricultores a fin de asegurar una remoción más precisa de las malezas sin que se causen daños inadvertidos al cultivo.

También los productos químicos para controlar malezas e insectos han cambiado. Los nuevos productos son más benignos al ambiente porque cuando interactúan con los microorganismos del suelo pueden degradarse, transformándose en elementos inocuos más rápidamente, o tienden a adherirse más estrechamente a las partículas del suelo, inhibiendo la lixiviación. Este cambio hacia productos químicos más amigables con el ambiente permite el uso continuo de esta tecnología para control de malezas e insectos, con eficiencia de costos.

Otra nueva técnica que puede reforzar la agricultura sostenible en el futuro es la llamada tecnología de tasa variable de aplicación (Variable Rate Application Technology, VRAT). Los sistemas VRAT le permiten al productor la aplicación de cantidades precisas de fertilizantes y pesticidas en un campo. Esta tecnología frecuentemente usa el sistema de posicionamiento global (GPS) para adecuar la aplicación de productos químicos al tipo de suelo y otros factores del terreno. Cuando los sistemas GPS están conectados a un monitor de campo en la segadora trilladora, esto permite hacer un mapa preciso de los campos de cultivos en los cuales se pueden examinar los resultados de las tomas de decisiones. Los sistemas de precisión frecuentemente usan pocos insumos lo cual contribuye a tener un ambiente más limpio.

Probablemente, la biotecnología ofrece el mayor potencial para enfatizar en el ambiente, al reducir la dependencia de agroquímicos en el futuro. La necesidad de productos químicos en el control de insectos, enfermedades y malezas disminuirá cuando el control biológico llegue a ser económicamente competitivo y ampliamente disponible.

Entrando al siglo 21, la agricultura enfrenta el reto de desarrollar y adoptar nuevas tecnologías sostenibles que consideren el ambiente y a la vez sean económicamente aceptables. En esta era de preocupación por el ambiente global, es esencial

que la agricultura adopte nuevas técnicas que no lo dañen y permitan lograr eficiencia de costos.

La siguiente discusión se centra en el uso de tecnología para resolver problemas ambientales causados por las actuales prácticas agrícolas de manera que se refuerce la sustentabilidad de la producción del sector. Este es un enfoque único para resaltar la sustentabilidad porque frecuentemente la tecnología es llamada la "villana" que ha causado la pérdida de la sustentabilidad. Pero en realidad la tecnología no es ni buena ni mala. Más bien la tecnología desarrollada y seleccionada para ser usada en la producción agrícola puede tener tanto influencias positivas como negativas en la sustentabilidad de la producción agrícola y en la calidad del ambiente.

En este artículo se discute una serie de cambios tecnológicos. Cada uno es considerado importante y hay cuatro preguntas claves acerca de cada tecnología. Estas cuatro preguntas claves son:

1. ¿Cómo el cambio tecnológico refuerza o disminuye la sustentabilidad de la agricultura en Sudamérica?
2. ¿Cuáles cultivos importantes de Sudamérica se afectarán primero con el cambio de técnicas?
3. ¿Cómo el cambio en los cultivos afectará la sustentabilidad del sector ganadero?
4. ¿Cómo los beneficios de estas nuevas tecnologías serán distribuidos entre los pequeños y grandes productores y entre las firmas comerciales?

"Hay consenso general en que nuevos adelantos en biotecnología ofrecen beneficios potenciales para Latinoamérica" Agriculture, Technological Change, and the Environment in Latin America: A 2020 Perspective June 1997 por Eduardo J. Trigo.

El esquema seguido en las siguientes secciones de este artículo consiste en presentar tecnologías tipo y luego describir una técnica de medición para estimar el impacto de la práctica en lo económico, lo ambiental y en las características de sustentabilidad de la empresa. En este artículo se presentan sólo unos pocos de los muchos modelos que existen para medir. Estos son una selección de la opción de modelos que representan un amplio rango de alternativas utilizadas en investigación. Aunque los modelos están descritos en el contexto de un caso

tecnológico particular, su aplicación no se limita a ese caso, pudiendo ser usados exitosamente con otras tecnologías.

TECNOLOGÍAS TIPO

Caso 1

Adopción de variedades resistentes a herbicidas

Actualmente los agricultores enfrentan una larga lista de opciones al momento de elegir cuál variedad sembrar. Tres factores se han combinado para hacer más compleja la selección de variedades.

1. Ahora se dispone de variedades de ingeniería genética, con uno o más cambios de genes. Por ejemplo, variedades de maíz resistentes tanto al barrenador europeo como al herbicida Liberty, fueron sembrados por muchos agricultores durante esta temporada. En la siguiente estación, van a estar disponibles variedades con combinaciones de genes introducidos genéticamente, los cuales dan resistencia a más de una clase de herbicida y a ciertos insectos. Aunque los principios económicos para la selección de variedades siguen siendo el mismo, el gran número de genes manipulado requiere una amplia comparación de costos de los insumos de cada una de las múltiples alternativas disponibles para los agricultores.
2. Una gran cantidad de variedades están siendo ofrecidas con modificaciones en las características del producto final. Dos ejemplos son: las variedades de maíz con alto contenido de aceite que se están produciendo para la industria ganadera; y el maíz blanco producido para tortilla chips. Como las compañías de semillas combinan las características de los productos con la resistencia a herbicidas, insectos y enfermedades, los análisis económicos requerirán información sobre los precios de los productos y rendimiento, así como comparaciones de costos de los insumos.
3. Los agricultores están combinando los productos de la biotecnología con la agricultura de precisión para añadir una nueva dimensión al uso de semillas genéticamente modificadas. La dosis de siembra y la variedad sembrada van cambiando a medida que la sembradora avanza sobre el terreno

basándose en los mapas de las características del campo y guiados por los satélites de posicionamiento global. En estas situaciones es necesario comparar los costos de la máquina y las prácticas modificadas de la maquinaria en los análisis económicos, así como las diferencias en los costos de semillas.

Estos tres factores implican que la comparación económica de variedades se ha hecho mucho más compleja. Puede requerirse más información, pero se sigue necesitando el mismo análisis, paso por paso, adecuado al cambio de un gen. Esto continúa siendo una decisión económica de conjunto, que determina que los costos de herbicida, semilla e insecticida deben ser analizados en conjunto y el precio del producto y rendimiento han de ser analizados como salidas.

Generalmente, los granjeros eligen una variedad comenzando por un examen de los problemas de suelo, insectos, enfermedades y malezas existentes en un campo o en un sector de éste. Esto permite el descarte de muchas variedades que no crecerían bien bajo tales condiciones. Luego, haciendo una comparación económica entre las variables factibles, ellos seleccionarán la más rentable. En el pasado, los productores comparaban las variedades sobre la base del rendimiento potencial, resistencia a enfermedades, fortaleza del tallo, precocidad y otras características de la planta. La selección de variedades podía hacerse independientemente de los problemas relativos al control de malezas o insectos. Pero cuando un productor adopta una variedad de cultivo resistente a un herbicida o insecto, la decisión es tomada considerando en conjunto las características del cultivo y de la maleza. Además, los costos de semilla, herbicida e insecticida forman parte del proceso de toma de decisión.

Un proceso de cuatro pasos puede ser útil para comparar una variedad convencional con una variedad resistente a herbicidas. Estos pasos son:

- Paso 1 - Determinar los problemas económicos debido a las malezas más importantes de ese campo.
- Paso 2 - Identificar cuáles químicos controlan más eficientemente esas especies de malezas.
- Paso 3 - Definir si hay una variedad resistente al herbicida requerido por las malezas de ese campo.

Paso 4- Comparar las características de la variedad resistente al herbicida con las de la variedad convencional para saber si puede ser reemplazada.

La característica más importante es el rendimiento; pero dependiendo de la situación en particular, pueden ser importantes otras propiedades tales como resistencia a la sequía, tasa de secado y otras. Con la adopción de nuevas variedades resistentes, pueden ocurrir muchos cambios en las prácticas de producción. Puede variar la época de aplicación de los productos químicos y/o cambiar los compuestos usados para controlar malezas. Variedades resistentes a insectos permiten eliminar completamente la aplicación de insecticidas y puede haber un ajuste en las prácticas de labranza. El mejor control de malezas debido al uso de variedades resistentes a herbicidas puede inducir las prácticas de cultivo en la hilera. Puede variar la rotación de cultivos. Si las malezas e insectos se controlan más efectivamente con el uso de variedades resistentes, entonces sería posible realizar rotaciones más rentables. En cada una de estas situaciones, cambia la cantidad de mano de obra y la maquinaria requerida para la producción del cultivo.

Se requiere un cuidadoso análisis económico al cambiar de una variedad convencional a una variedad resistente a herbicida. Una lista de comprobación con ocho puntos a tomar en cuenta, puede ayudar a asegurarse de que se consideren todos los posibles impactos económicos. Esta lista incluye:

1. ¿Cuál es la diferencia entre el costo de la semilla de la variedad convencional y la resistente?
2. ¿El costo de productos químicos por hectárea se incrementa, disminuye o permanece constante?
3. ¿Hay algún cambio en el rendimiento del cultivo y por lo tanto del ingreso?
4. ¿Cuál costo de maquinaria cambia a causa de un nuevo sistema de aplicación de herbicida o eliminación de aplicación de insecticida?
5. ¿Cómo deben cambiar los costos de mano de obra o la programación de labores?
6. ¿Disminuyen los costos de labranza o las prácticas de cultivo?

7. ¿Hay algún impacto económico por cambios en la rotación de cultivos?

8. ¿Se ve afectado el nivel de riesgo del trabajo realizado en el fundo?

Aunque el principal propósito de las nuevas variedades resistentes es mejorar el control de malezas, el efecto colateral en el ambiente que tiene es la oportunidad para cambiar de un herbicida poco amigable con el ambiente a uno de menor impacto y la oportunidad para eliminar la aplicación de insecticidas.

Medición del cambio tecnológico usando PLANETOR II

Un modelo de simulación desarrollado por economistas de la Universidad de Minnesota es muy útil para el análisis del impacto sostenible y económico de las semillas de cultivos genéticamente modificadas. Este modelo de planificación de toda la explotación se llama Planetor II. Es un programa basado casi en su totalidad en las características del suelo que funciona muy bien para analizar toda la finca ante cualquier cambio de tecnología o de práctica de manejo. Los resultados del modelo están relacionados con los tipos de suelo para medir exactamente cambios en la erosión, lixiviación y escorrentía de pesticidas, toxicidad de pesticidas, lixiviación de nitrógeno y escorrentía de fósforo. Simultáneamente éste evalúa la rentabilidad, liquidez y solvencia de la finca con cada cambio de las prácticas o de la tecnología. Los parámetros para pérdida de suelos son tomados de la ecuación universal revisada de pérdida de suelo (USLE) que se basa en la textura del suelo, cobertura, precipitación, grado y longitud de la pendiente. La escorrentía de pesticida o la lixiviación es una función de su solubilidad, del método de aplicación y la permeabilidad del suelo. La toxicidad del pesticida está relacionada con los factores de toxicidad tanto a humanos como al medio acuático. La lixiviación del nitrógeno se basa en el programa para lixiviación del nitrógeno y análisis económico (NLEAP). Con este modelo es muy fácil examinar las consecuencias de reemplazar productos químicos tradicionales en el control de malezas de soja por la semilla de soja Roundup Ready (proveniente de la ingeniería genética). Este cambio tiene un impacto positivo en lo económico y ambiental. Sin embargo, este modelo

está limitado a fondos individuales porque la pérdida es medida como una salida de la unidad de explotación o desplazamiento del producto más allá de la zona de enraizamiento del cultivo.

Caso 2

Variedades resistentes a insectos.

Un ejemplo de estos cambios económicos es la reciente introducción y adopción de variedades de maíz resistentes al barrenador europeo del maíz (ECB) cuyo análisis económico requiere tanto de buena información biológica como económica. El análisis económico de la sustitución del tratamiento químico por la variedad resistente a insectos requiere la consideración de varios factores. Estos factores incluyen ahorros en el costo de reconocimiento de plagas, ahorro en los costos de tratamientos, incrementos del ingreso por uso de cultivos resistentes y elevación de costos por el uso de semilla mejorada. El impacto económico y ambiental será determinado por la proporción de barrenadores de maíz controlados por productos químicos en el campo, la proporción de daño al maíz controlado por la resistencia de la variedad, el número de larvas del barrenador por planta de maíz, la pérdida de rendimiento asociada con cada larva, el potencial del rendimiento del campo y el número de hectáreas infestadas con sus diversos niveles de densidad de larva.

Al trabajar con diversos casos, de entre los efectos de primer orden del precio de la semilla, costo de agroquímicos y rendimientos, resulta claro que el elemento clave es el rendimiento. El análisis de sensibilidad de diferentes casos indica que el agricultor no puede ceder ni unos pocos quintales al cambiar de variedad. El rendimiento y precio del cultivo, es decir el ingreso, prevalecen sobre la mayoría de las expectativas razonables sobre cambios de los costos de semilla o insecticida. Por lo tanto, si una nueva variedad resistente se asocia a alguna reducción de los rendimientos, el asunto debe ser cuidadosamente evaluado.

Medición con modelos de umbral económico

Corrientemente, los modelos de umbral económico estiman que es rentable asperjar cuando la

densidad de larvas del barrenador por planta está entre 0,5 y 1,0. La comparación económica entre control químico y variedades resistentes normalmente muestra que la decisión es difícil, sin que exista una fuerte preferencia por alguna de las opciones. Sin embargo, al considerar el impacto sobre el rendimiento durante aquellos años en que la densidad de larvas se encuentra por debajo del umbral económico, la ventaja económica se inclina hacia el uso de variedades resistentes, no al uso de agroquímicos.

Caso 3

Los cambios en las semillas afectan a las empresas de suministros agrícolas

La adopción de nuevas semillas modificadas por ingeniería genética para proveer resistencia a herbicidas, insectos y enfermedades está cambiando drásticamente las prácticas en la producción agrícola. Pero el impacto de estos cambios en las prácticas de producción va más allá del portón del fundo. La industria agrícola que supe a las fincas con insumos y compra la producción de los agricultores está siendo afectada significativamente por estos cambios en las semillas y por otros cambios del medio en que operan.

Muchos de los cambios son bien conocidos. Por ejemplo, la reducción de márgenes de ganancia en la venta de fertilizante, la construcción de costosas instalaciones de almacenamiento y contenedores para protegerse de posibles derrames químicos y la consolidación de suplidores de insumos en los niveles de fabricación, mayoreo y detallista son bien conocidos. Estos cambios han afectado directamente el nivel base de los beneficios de las empresas.

El impacto de las nuevas variedades de semillas resistentes sobre la industria de suministros agrícolas, se ha discutido con menos frecuencia. Los cambios de las semillas están teniendo un efecto sutil, pero no por eso menos importante, en los beneficios de estas firmas. Por ejemplo, la reducción de venta de insecticidas que ocurre porque los productores utilizan más semillas de maíz resistentes al barrenador europeo, disminuye los beneficios de las empresas de suministros por concepto de venta y aplicación de insecticidas. A medida que se desarrollen plantas resistentes a otros insectos, los agricultores se

inclinarán por la protección contra insectos basada en tales semillas, y muchas entradas por venta de productos y cobros por aplicaciones se perderán. Todavía las firmas comerciales necesitarán mantener algunos insecticidas y ciertos equipos de aplicación, ya que el requerimiento de proveer refugios a los insectos probablemente se traduzca en el uso de insecticidas en posiblemente un 20 por ciento de la superficie cultivada. Los servicios de detección de insectos también se verán reducidos, lo cual afectará aún más la rentabilidad de las firmas comerciales.

La industria de suministros agrícolas ha reconocido estos cambios y se adelantan ajustes para tener éxito en un nuevo entorno de operación. La industria está diversificando sus negocios para desarrollar nuevas áreas de ganancia que sustituyan las pérdidas ocurridas en otros sectores. Algunas firmas comerciales han ampliado su oferta ofreciendo semillas de híbridos para tomar ventajas del incremento en las ventas de semillas producidas por la ingeniería genética. Ciertas empresas han añadido actividades relacionadas con la venta y servicio de equipos para agricultura de precisión.

Medición con modelos logísticos

La necesidad de incrementar beneficios mejorando la eficiencia de las operaciones actuales ha llevado a algunas casas de suministros agrícolas a revisar con mayor cuidado la totalidad de la logística de sus operaciones. Existen tres dimensiones para los problemas logísticos. Estas incluyen: el transporte y almacenaje de semilla, pesticidas y fertilizantes usados por los clientes (agricultores) y la empresa de suministros; el movimiento de equipos de la firma al realizar aplicaciones para los agricultores; y el transporte de las cosechas de los agricultores.

A medida que los agricultores comienzan a utilizar más productos post-emergentes, cambian los tipos de herbicida usados y el momento de aplicación. Se necesita maquinaria de mayor despeje (más alta) para usar después de que los cultivos hayan emergido en vez del equipo previamente empleado para aplicaciones pre-emergencia. El incremento de productos de post-emergencia cambiará el momento de aplicación y puede acortar la época de aplicación.

Para lograr una mayor eficiencia en el uso de sus equipos de aplicación, algunas firmas han adoptado

los sistemas de posicionamiento global, de modo que el despachador en el centro de operaciones de la empresa puede distribuir o reasignar, a conveniencia, el equipo que está en terreno.

Para evitar problemas de deriva (arrastré por viento) asociados a ciertos productos de post-emergencia, y como la capacidad de operación del equipo mejora, siendo más factible operar las 24 horas del día, se podría trabajar más al anochecer, por la noche o temprano en la mañana, cuando las velocidades del viento tienden a ser más bajas.

El impacto de los cambios en la calidad del producto con semilla genéticamente modificada puede tener un efecto aún mayor en las empresas que los cambios en las prácticas de producción causadas por el uso de plantas resistentes a herbicidas e insectos. A medida que se producen más cultivos para un mercado específico, por ejemplo maíz de alto contenido de aceite para la industria ganadera; maíz destinado a servir de materia prima en la producción de etanol; o maíz blando para alimentación humana, le surgen muchos interrogantes a la industria de suministros agrícolas. ¿Existe la necesidad de desarrollar la capacidad de mantener la separación de productos en la cadena de mercadeo? ¿Tienen las empresas en la actualidad el tamaño, la cantidad y ubicación óptima de elevadores en sus operaciones o requieren cambios? ¿Se destinará algunos de los elevadores exclusivamente al manejo de semillas especiales? ¿Dónde se ubican las plantas para productos especiales con respecto a la red de transporte? Dada la ubicación del mercado y de las plantas, ¿se requerirá transporte mediante camiones y contenedores en lugar de medios menos costosos tales como ferrocarril o vías acuáticas? Con seguridad, semillas nuevas y diferentes continuarán teniendo un impacto en la industria de suministros agrícolas, requiriendo continuos ajustes en sus operaciones de negocios.

Caso 4

La tecnología de la agricultura de precisión

Agricultura de precisión es un término aplicado a un amplio conjunto de tópicos relacionados con el manejo preciso de pequeñas unidades de terreno, contrastando con el manejo tradicional que trata de

modo uniforme a todo un campo. Estas unidades de terreno pueden ser tan pequeñas como una hectárea. La posibilidad de manejar reducidos lotes de terreno de manera individual se ha hecho posible debido a la disponibilidad de sistemas de posicionamiento global (GPS) que pueden ser usados para identificar ubicaciones exactas sobre la tierra.

El interés inicial por la agricultura de precisión determinó la adopción de varias tecnologías que son potencialmente útiles para la toma de decisiones de manejo para un punto específico. El mapeo geográfico de las características de pequeñas unidades de terreno con fines de manejo exige obtener información tal como rendimientos, niveles de nutrientes en el suelo, materia orgánica del suelo, contenido de humedad del suelo, densidad de malezas y número de insectos de cada porción reducida de terreno. Cualquier característica que en el pasado haya sido útil para la toma de buenas decisiones de manejo para todo un campo es una característica potencialmente usable en el manejo de pequeñas unidades de tierra (*site specific farming*). La mayor barrera para el uso de un atributo específico es el costo de obtención del dato con relación al beneficio de su uso.

Hay dos categorías generales de sistemas para la aplicación de una tasa variable de insumos (VRAT) en pequeñas y específicas parcelas de terreno. Estos dos tipos de sistema son los llamados pre-procesados y los sistemas en tiempo real. Los sistemas VRAT que están siendo adoptados más rápidamente son los pre-procesados. En éstos, la información proveniente de fuentes tales como análisis de suelos se usa para elaborar mapas para la aplicación, apoyándose en ubicaciones que se identifican con la ayuda de GPS. Estos mapas pre-procesados son usados en el control computarizado del equipo aplicador.

Con la ayuda del GPS, el aplicador coloca la dosis de producto químico a una parcela específica dentro del potrero en base a lo establecido en el mapa pre-procesado. Este sistema requiere un receptor de GPS en la unidad para monitorear continuamente la localización de la máquina. La rápida adopción de estos sistemas incrementó la demanda de agrónomos entrenados en su uso y en la interpretación apropiada de las acciones de manejo sugeridas por los diferentes mapas pre-procesados que el proceso emplea.

Hay muchas fuentes de información para preparar los mapas para VRAT. Entre estas fuentes se cuenta la experiencia del agricultor, los mapas de suelos, los análisis de suelos y las imágenes multiespectrales de sensores remotos. Otra fuente de información son las observaciones del asesor agrónomo, la información de los aparatos de campos tales como trampas de insectos y los rendimientos esperados del cultivo.

Esta información sirve de base para tomar decisiones de manejo de la producción para aumentar el potencial de rendimiento. Estas acciones incluyen una tasa variable de aplicación de fertilizante e insecticida, y cambiar el tipo o momento de aplicación de estos dos insumos. Otras acciones de manejo incluyen cambios en las prácticas de labranza, rotación de cultivos, variedades, dosis de siembra, control de enfermedades y prácticas de cosecha.

Los factores económicos que influyen en las aplicaciones de VRAT son el costo del equipo, hectáreas cubiertas por el equipo, precios de los insumos que se aplican, precios de los productos generados y los costos de operación de la finca.

El segundo tipo de sistema de aplicación de VRAT es el sistema en tiempo real. A diferencia del sistema pre-procesado, el sistema en tiempo real no usa receptores GPS. Sensores de las condiciones del suelo y las plantas se instalan directamente en la maquinaria, las boquillas se ajustan y la dosis adecuada se va aplicando mientras el equipo avanza sobre el terreno.

Al no requerir GPS, el sistema presenta una ventaja de costo porque no es necesario invertir en el receptor GPS o en la señal de corrección diferencial. No está claro cuál de estos dos sistemas va a predominar en el sector agrícola en el futuro, si los sistemas pre-procesados o los de tiempo real.

Medición de tecnología de agricultura de precisión usando EPIC

Investigaciones recientes comparan las aplicaciones de cantidades fijas de nitrógeno a lo largo del campo con la aplicación de tasas variables de nitrógeno en pequeñas parcelitas dentro del potrero, basándose en el tipo de suelo. El modelo usado se

llama Calculador del Impacto de la Erosión en la Productividad (EPIC). Se usó este modelo para comparar las consecuencias de la aplicación de una dosis de nitrógeno fija a todo el campo respecto a la aplicación de nitrógeno a tasas variables, en maíz regado por aspersión en Nebraska. La comparación se centró en el uso de nitrógeno, del agua, el rendimiento de grano y la cantidad de nitrato lixiviado bajo la zona radical. Todos los parámetros fueron simulados por 15 años de datos climáticos, a fin de incluir el impacto que tienen las variaciones del tiempo atmosférico. Los resultados mostraron que la tecnología de dosis variable incrementó los beneficios y redujo la lixiviación de nitrógeno hacia el agua subterránea. La reducción de la lixiviación ocurrió porque se hizo una mejor aplicación de nitrógeno, ya que se hizo exactamente dónde y cuándo el cultivo en crecimiento lo necesitaba. Para medir el valor del mejoramiento ambiental se requirió una gran cantidad de información biológica para desarrollar un modelo confiable que permitiera el análisis económico.

Medición de la tecnología de agricultura de precisión con valorización contingente (CV)

La valorización contingente es la técnica de medición más popular hoy en día. Es usada por los economistas en los Estados Unidos para intentar medir el valor del daño al ambiente. Muy brevemente descrito, es el proceso de entrevistar personas con respecto a una historia hipotética acerca de una situación ambiental no comercial y preguntarles cuánto estarían dispuestos a pagar (directamente o a través de impuestos) para mejorar esa situación ambiental. Alternativamente, algunos economistas han intentado medir la disposición de la gente entrevistada para aceptar una compensación si la situación ambiental no mejora. A los economistas les gusta este enfoque porque puede ser usado para desarrollar elegantes índices econométricos similares a las medidas equivalentes y compensatorias del bienestar social. Las recomendaciones de estos estudios han sido usadas para establecer el valor del daño ambiental producido por derrames de petróleo y sugerir las indemnizaciones apropiadas a estos daños.

Este enfoque recibe muchas críticas. Se ha esgrimido que en las encuestas la gente aparece apoyando el ambiente porque les hace sentir bien.

Entre los encuestados, aquéllos próximos a una localidad hipotética manifiestan una disponibilidad de pagar muy distinta que la de aquéllos ubicados a cierta distancia del lugar. Una crítica importante a este enfoque consiste en que cuando la gente expresa voluntad de pagar, realmente no tiene esa intención, y al intentarse coleccionar el dinero un conjunto de valores completamente diferente se pone de manifiesto.

Actualmente, hay investigaciones en marcha que intentan contrastar los resultados de una técnica de "non-market contingent" con los pagos que la gente realmente hace, a fin de mostrar las diferencias entre ambas. El estudio incluye un cuestionario CV donde residentes de áreas tanto rurales como urbanas son interrogados respecto a cuánto estarían dispuestos a pagar, sea en la forma de mayores impuestos o tarifas de agua potable, para instalar un sistema de suministro de agua que elimine el nitrógeno del agua de beber. La pregunta plantea si estaría dispuesto a pagar X, Y o Z dólares por año para recibir agua de una calidad que al menos cumpla con el estándar público mínimo en lo que se refiere a niveles de nitrógeno en el agua potable. Del mismo cuestionario se obtiene información referente a las compras que efectivamente esta gente hace a fin de evitar el problema del agua contaminada con nitrógeno. El mercado dispone de varias vías para esto, tales como la compra de agua embotellada o el uso de filtros para el agua. Al comparar las preferencias manifestadas a través de sus compras con sus respuestas ante la situación hipotética es posible evaluar algunas de las críticas al método de valoración contingente.

CONCLUSIONES

Hay muchos modelos disponibles para medir los cambios económicos y ambientales que ocurren al adoptar nueva tecnología con repercusión en la sustentabilidad. Cada modelo posee características únicas y se adecua más a ciertas mediciones que otro. La selección cuidadosa del modelo es esencial para tener buenas mediciones. Los modelos que requieren datos biológicos y físicos detallados parecieran brindar la mejor medición de los impactos ambientales y económicos de la adopción de nueva tecnología. Las nuevas variedades resistentes a herbicidas o insectos y los sistemas de agricultura de precisión parecieran tener el potencial para brindar

mejor economía de operaciones y mejores condiciones ambientales en el sector agrícola.

LITERATURA CONSULTADA

- ADLER, R. 1994. "Reauthorizing the Clean Water Act: Looking to Tangible Values" *Water Resources Bulletin* Vol. 30 Nº 5 p. 799-906.
- AHMAD, S.; SUPALLA, R.; MILLER, W. 1997. Precision Farming for Profits and Environmental Quality. Poster presented at the American Agricultural Economics Association Meeting in Toronto Canada, July 27-30.
- DIAMOND, P.; HAUSMAN, J. 1994. "Contingent Valuation: Is Some Number Better Than No Number?", *Journal of Economic Perspectives*, Fall p. 45-64.
- HAWKINS, R. et al. 1995. "Planetor Users Manuel" Center for Farm Financial Management, University of Minnesota, St. Paul Minn.
- KLINE, J. and WICHELS, D. 1994. Using Referendum Data to Characterize Public Support for Purchasing development Rights to Farmland' *Land Economics*. Vol. 70 Nº 2 p 223-233.
- PORTNEY, P.R. 1994. "The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care" *Journal of Economic Perspectives* Vol. 8 Nº 4 p 3-17.
- SCHNITKEY, G.; HOPKINS, J. and TWEETEN, L. 1996. "An Economic Evaluation of Precision Fertilizer Application on Corn-Soybean Fields", *Proceedings of the Third International Conference on Precision Agriculture*, p 977-989.
- SHORTLE, J.S., and LAUGHLAND, A. 1994. "Impacts of Taxes to Reduce Agrichemical Use when Farm Policy is Endogenous" *Journal of Agricultural Economics*. Vol 45 Nº 1 p 3-14.
- TRAXLER, G.; FALCK-ZEPEDA, J.; ORTIZ-MONASTERIO, R.J.I. and SAYRE, K. 1995. Production Risk and the Evolution of Varietal Technology" *American Journal of Agricultural Economics* Vol. 77 Nº 1 p 1-7.
- TRIGO, E. J.. 1997 "Agriculture, Technological Change, and the Environment in Latin America: A 2020 Perspective" *International Food Policy Research Institute*, 2020 Brief 45, June 1997. p. 1.

Ingreso económico y la valorización del medio ambiente

Enrique Calfucura T.*

INTRODUCCIÓN

El desarrollo sustentable ha sido una preocupación de primer orden durante las últimas dos décadas. La sociedad se ha planteado la necesidad de un crecimiento económico cuyo impacto sobre el medio ambiente, no disminuya el bienestar de las futuras generaciones. Al respecto, en 1987, la Comisión Brundtland planteaba que: *"El desarrollo sustentable es el desarrollo que satisface las necesidades del presente, sin comprometer la habilidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades"* (WCED, 1987).

La conceptualización del desarrollo sustentable bajo estos términos ha permitido incorporar el enfoque e instrumental económico como una herramienta de enorme potencialidad para el análisis del problema de la sustentabilidad ambiental dentro del desarrollo de las políticas públicas y de acción local. En este sentido, resulta necesario identificar que la aplicación y utilidad de los distintos enfoques e instrumentales depende en una primera instancia de la escala de análisis: local, regional, nacional o transfronteriza, la que en última medida es funcional a los objetivos que se plantea la autoridad respectiva.

En una escala micro o más local, numerosos países en desarrollo han comenzado a incorporar la valorización de los recursos naturales como una herramienta de gran utilidad en la construcción de indicadores de impacto ambiental, y así poder estudiar la solución más óptima al problemas que estos

generan. En particular, el uso de distintas metodologías de valorización ha permitido incorporar la dimensión medio-ambiental en el análisis de factibilidad de proyectos, en las políticas públicas, y en desarrollo de instrumentos de política ambiental.

Por otro lado, desde una escala más macro, los organismos internacionales han tenido un especial interés en la promoción de indicadores agregados de bienestar económico, que muestren en que medida el crecimiento económico de un país puede afectar al bienestar de las futuras generaciones mediante la obtención de medidas económicas de la explotación y degradación de sus recursos naturales. Esta preocupación ha llevado a importantes avances teóricos en la literatura económica, especialmente a partir del impulso que han dado las Naciones Unidas y el Banco Mundial desde fines de los ochenta para el desarrollo de indicadores de sustentabilidad, con especial referencia a la contabilidad macroeconómica. No obstante estos avances en el terreno conceptual y teórico, las aplicaciones prácticas han sido escasas, debido fundamentalmente a la inexistencia de un consenso metodológico en el desarrollo de estos indicadores.

Este hecho es muy relevante en el tema de la sustentabilidad, ya que la disminución de los activos físicos y naturales producto del crecimiento económico afecta al bienestar de las generaciones futuras. En efecto, si se considera un enfoque de equilibrio general, se puede asumir que los recursos naturales envuelven un concepto de stock en oposición al de flujo de servicios de una economía. Mientras la economía crece, este stock es utilizado, y por lo tanto su valor cambia en el tiempo (Hartwick, 1990). Por lo tanto, existe un concepto de valor asociado a la extracción del recurso, el cual corresponde al valor capitalizado de la disminución de los ingresos futuros producto de la pérdida o deterioro del activo (Repetto, 1989). En consecuencia, cualquier recurso natural

* Economista (M.Sc), Proyecto Cuentas Ambientales, Banco Central de Chile. Dirección: Agustinas 1180, Santiago, Chile. Fono: (56-2) 6702909. Fax: (56-2) 6702419. E-mail: ecalfucu@pudu.bcentral.cl.

debe ser considerado como un activo o capital natural que genera potenciales beneficios en el futuro, y cuya disminución del stock provocaría la pérdida de parte de esos beneficios para las futuras generaciones.

El objetivo de este trabajo es estudiar el enfoque macroeconómico al tema de la sustentabilidad, especialmente a partir del desarrollo de herramientas de contabilidad ambiental, poniendo un especial interés en la discusión sobre las metodologías de valoración del uso de los recursos naturales y del medio ambiente. El trabajo está organizado de la siguiente manera. En primer lugar se desarrolla el tema de la sustentabilidad desde los principales enfoques. A continuación se presenta una revisión de los aspectos teóricos y prácticos de la implementación de un Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada (SCAEI), y el rol que juegan los recursos naturales dentro de ella.

Luego se presentan y discuten los enfoques hacia la valoración de la depreciación de los recursos naturales.

También se analiza el tema de la valoración pero enfocando su análisis sobre la degradación del medio ambiente.

Posteriormente se hace un análisis de la experiencia chilena en el desarrollo de la contabilidad ambiental.

Finalmente, se presentan las principales conclusiones del trabajo.

EL CONCEPTO DE SUSTENTABILIDAD

El desarrollo sustentable puede entenderse como un tipo de crecimiento en donde el bienestar de los individuos de la sociedad no disminuye a lo largo del tiempo. En este contexto, la Comisión Brundtland de 1987 se refería a él como «... aquel que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades» (WCED, 1987). En consecuencia, el concepto de desarrollo sustentable se fundamenta en la llamada equidad entre generaciones.

Hasta hace algunas décadas atrás, sólo el stock de capital manufacturado o hecho por el hombre era considerado como capital en la función de producción,

en razón a la abundancia relativa de recursos naturales. La expansión de la producción de capital manufacturado y humano se vinculó a la inexistencia de costos de oportunidad, en términos de sacrificio de servicios del capital natural (bien libre), ya que este factor no era limitante en el proceso productivo. Sin embargo, la industrialización, el crecimiento de la población y de las necesidades de los individuos desde comienzos de siglo aumentaron la escala de intervención del hombre, lo que ha llevado a la transformación de los recursos naturales en un factor limitante del crecimiento económico y condicionante de la calidad de vida de los habitantes del orbe. La expansión económica afecta al medio ambiente y los recursos naturales, ya que estos tienen la capacidad de entregar ciertos servicios que mayoritariamente no pasan por el mercado, y que por lo tanto no son tratados como un insumo o un bien en el sentido económico. De este modo, puede disminuirse significativamente la capacidad de este insumo de la naturaleza para la entrega del flujo de bienes y servicios ecosistémicos, afectando, también, la productividad del capital hecho por el hombre (humano y manufacturado). Pearce y Turner (1990) sintetizan estos servicios básicos que entrega el medio ambiente en cuatro tipos: (a) *Generación de insumos para el proceso productivo*: ya sea a partir de recursos renovables o recursos agotables, siendo insumos pueden ser consumidos directamente o transformados para su consumo. Esta conceptualización puede ser extendida para otros que envuelven valores de no-uso del recurso, como p. ej. el turismo; (b) *Resumidero que puede ser capaz de asimilar desechos de la producción y/o el consumo*: la naturaleza tiene una habilidad limitada para procesar estos desechos y llevarlos a no ser peligrosos para las personas o para la productividad. Esta habilidad depende crucialmente de la capacidad de carga del medio ambiente, la cual una vez sobrepasada puede enfrentar procesos de irreversibilidad; (c) *Proveer servicios esenciales para el soporte de la vida*: tales como la recuperabilidad de los ecosistemas antes los cambios (resilience to change). Reduciendo la diversidad o cambiando las interrelaciones, pueden no afectar los recursos que son utilizados directamente, pero puede resultar en importantes impactos sobre el bienestar humano; (d) *El medio ambiente puede proveer valores de existencia directamente*: ligados a una noción de altruismo o de equidad inter e intra-generacional.

Si bien el concepto de desarrollo sustentable o sustentabilidad definido por la Comisión Brundtland ha sido de mayor aceptación a nivel mundial, aún no existe claridad suficiente acerca del enfoque conceptual más apropiado para evaluar la sustentabilidad de la senda de crecimiento de una economía. En general, este problema confronta dos visiones que más que opuestas, deben ser consideradas como complementarias en el análisis de la sustentabilidad del crecimiento de una economía, y que toman en mayor o menor medida los factores económicos y ecológicos del tema.

El enfoque de *sustentabilidad débil* enfatiza la capacidad que puede tener una economía para mantener o incrementar su capacidad productiva en el tiempo, y entonces sus niveles de consumo, mediante la mantención o incremento del stock total de capital. Para esto, se amplía el concepto de capital, agregando los recursos naturales, los cuales pueden ser considerados como un tipo de capital que la naturaleza provee. Detrás de esta concepción, está implícito el supuesto que existe un alto grado de sustitución entre las distintas formas de capital, de manera que la disminución de alguna de ellas no afecta las posibilidades futuras de producción o consumo, si es que el capital total se mantiene al menos constante. Este enfoque ha sido el adoptado por la mayoría de los economistas tradicionales para el estudio de la interacción entre el crecimiento económico y el medio ambiente. En un extremo de este enfoque, se ha argumentado que el fenómeno microeconómico de la sustitución puede ser extrapolado a nivel macroeconómico, de modo que el capital y el trabajo pueden reemplazar a los bienes y servicios del medio ambiente, con lo que la degradación del medio ambiente puede tener efectos poco significativos sobre la senda de crecimiento de largo plazo de una economía.

Por otro lado, una aproximación más cercana a un enfoque ecológico del tema, corresponde al enfoque alternativo denominado *sustentabilidad fuerte*. Según este concepto, el capital natural provee algunas funciones a la interacción de la vida que no pueden ser sustituidas por el capital hecho por el hombre. Estas funciones descritas como "*capital natural crítico*", implican que el concepto de sustentabilidad debe tomar en cuenta la mantención para las futuras generaciones de un stock de capital natural no menor al que disfrutaban, o del cual se beneficia la presente

generación (Cabezas, 1991). Según Aktinson (1996), los principales atributos que este capital natural crítico consideraría son los siguientes:

a) *Las funciones de sustento de la vida de los ecosistemas*: este aspecto sugiere que la disminución de activos ambientales puede producir amplios daños y potenciales catástrofes. En este sentido, la sustentabilidad fuerte podría identificarse como un criterio de recuperabilidad, de acuerdo a lo expuesto por Holling (1973). La recuperabilidad mide la capacidad de los ecosistemas para asimilar cambios y aún persistir, la que frecuentemente relacionada, aunque no necesariamente, con la diversidad de capital natural, sea bien entendido en una amplia gama de activos biológicos y naturales.

b) *Incertidumbre*: se conoce bastante poco acerca del papel desempeñado por ciertas especies o grupos de éstas en la provisión de servicios a lo largo del tiempo. Además, existe un componente sinérgico en torno al valor de un ecosistema, el cual supera al de la suma de los valores de las funciones individuales.

c) *Irreversibilidad*: la evolución de las especies requiere millones de años, por lo que la pérdida de especies es un daño irreparable, por lo que podemos conceptualizar a la diversidad biológica como un recurso no renovable. En este punto es necesario considerar que existe algún umbral bajo el cual la irreversibilidad es real y el coste infinito.

En resumen, la discusión principal en torno al debate sustentabilidad fuerte versus débil, se refiere a si es posible concebir un capital natural totalmente sustituible por capital artificial, con tal de mantener el stock agregado de capital constante, prescindiendo de las características particulares de algunas formas de capital natural. El concepto de sustentabilidad fuerte es apropiado, en cuanto a que los recursos naturales tienen propiedades de soporte de la vida o valores intrínsecos que no pueden ser reemplazados. Sin embargo, en la literatura de crecimiento económico y medio ambiente, este concepto ha sido de difícil incorporación, ya que en la discusión sobre el rol del capital natural en la función de producción, el concepto de sustentabilidad débil es considerado como más adecuado para ese tipo de análisis. De hecho, el concepto de sustentabilidad débil puede ser considerado como un resultado de ampliar los modelos de crecimiento económico hacia la existencia de recursos naturales.

CONTABILIDAD AMBIENTAL Y VALORIZACIÓN ECONÓMICA

Solow (1986) demostró que la regla de Hartwick equivalía a mantener intacto el stock total de capital, sugiriendo que un stock de capital no decreciente es una condición necesaria para un desarrollo sustentable. Este concepto corresponde a la definición de sustentabilidad débil, e incorpora implícitamente la existencia de grados de sustituibilidad entre las distintas formas de capital, que permiten la satisfacción de las necesidades de las futuras generaciones.

Desde fines de los ochenta, una nueva ola de avances teóricos relacionadas con el concepto de sustentabilidad débil, han sido llevados a cabo por una gran cantidad de economistas, con el objeto de poder desarrollar indicadores empíricos de sustentabilidad, bajo este enfoque. Los principales desarrollos teóricos se han observado en la corrección de las cuentas nacionales por los componentes ambientales. Sin embargo, hasta hace algunos años, la contabilidad macroeconómica no había considerado a los recursos naturales dentro de su concepto de activo económico, ni como bienes que proveen servicios de consumo al ser humano. Las críticas realizadas a la medición de los agregados macroeconómicos en las cuentas nacionales se concentraban en tres puntos fundamentales:

- a) *El agotamiento de los recursos naturales no ha sido considerado en las mediciones de los agregados macroeconómicos:* la utilización de los recursos naturales para fines económicos no es tomada en cuenta en el cálculo de los costos en el Sistema de Cuentas Nacionales (SCN), y por lo tanto, no se refleja en las cifras globales de las cuentas nacionales, como por ej. en el PIB. Algunas utilidades pueden registrarse no a precio de costos, sino que en una cuenta paralela denominada "Otros cambios en el activo, pero que no producen efectos sobre los gastos o sobre el PIB. En efecto, en el SCN, el costo de disminución de los recursos naturales incluye sólo los gastos de extracción.
- b) *La degradación del medio ambiente no es considerada en el SCN:* del mismo modo que la disminución de existencias de recursos naturales no son consideradas dentro de las cuentas relevantes para su incorporación diferenciada en el PIB, los impactos de las actividades productivas

como generadoras de desechos sobre el medio ambiente tampoco son consideradas en las cuentas de gastos o producción, y por lo tanto sobre el PIB. Así por ejemplo, si la tierra es utilizada como resumidero de desechos, el SCN sólo registraba como gastos los costos de transportes de esos desechos.

- c) *Los gastos de protección del medio ambiente no son tratados satisfactoriamente en el SCN:* estos gastos corresponden a los que incurre el gobierno, las empresas y las familias, para paliar los efectos negativos provocados por la degradación del medio ambiente y los recursos naturales. En el SCN tradicional, este tipo de gastos son registrados de tal forma que incrementan el ingreso nacional. Sin embargo, dado que estos gastos son requeridos para restaurar un bienestar perdido, puede darse el caso de que la economía tenga un crecimiento degradador del medio ambiente, mediante la mayor demanda de gastos de protección incrementa el PIB.

En 1994, Naciones Unidas acoge estas críticas y las incorpora en la Revisión 4 del Sistema de Cuentas Nacionales. La experiencia recibida del trabajo en conjunto con el Banco Mundial entre 1989 y 1993, generó un documento oficial de la oficina estadística de Naciones Unidas, denominado Manual de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada, el que desarrolla los principales lineamientos generales para la incorporación de cuentas ambientales como cuentas satélites dentro del Sistema de Cuentas Nacionales. El nuevo concepto de capital adoptado por Naciones Unidas, incluye no sólo al capital físico, sino que además incorpora al capital natural, entendido este como la gama de bienes y servicios que entrega la naturaleza. Bajo esta concepción, el capital natural renovable es un activo, el cual puede automantenerse mediante la captura de energía solar, y puede ser cosechado para entregar un flujo de bienes, como la madera p.ej., pero al mismo tiempo, también provee un flujo de beneficios ecosistémicos cuando no son intervenidos, tales como el control de la erosión y la recreación en el caso de los bosques. Por otro lado, el capital natural no renovable puede ser considerado como pasivo, no entregando ningún beneficio hasta ser extraídos (Batemuls et al. 1993). Desde una perspectiva contable, el capital natural renovable es similar a una máquina y está sujeto a la depreciación entrópica, mientras que el capital natural no renovable

mientras que el capital natural no renovable es análogo a un inventario sujeto a liquidación (El Serafy, 1989).

La frontera de los activos naturales se determina en relación a la definición general de activos económicos que están sujetos a una propiedad efectiva y tienen la potencialidad de generar beneficios económicos a las unidades institucionales que los controlan, excluyendo aquellos activos medio ambientales sobre los que no es posible establecer derechos de propiedad.

En la búsqueda del desarrollo de cuentas ambientales satélites, es donde se inserta la iniciativa de la Oficina de Estadísticas de Naciones Unidas, cuyo primer paso ha sido el desarrollo de un Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada (SCAEI), que integra la contabilidad ambiental con la económica. Los objetivos de este enfoque fueron presentados por Bartelmus et. al (1992), y son mostrados en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Objetivos de un sistema de contabilidad ambiental y económico integrado

- (a) Segregación y elaboración dentro del Sistema de Cuentas Nacionales tradicional, de los flujos y stocks ambientales: la separación de todos los flujos y stocks de activos, relacionados con cuestiones ambientales, permite la estimación del gasto total para la protección o restitución de los diferentes grupos de bienes y servicios ambientales (p.ej. gastos defensivos).
- (b) Interrelación de las cuentas físicas de recursos con las cuentas monetarias y las hojas de balance: las cuentas físicas de los recursos cubren el total de stock o reservas de recursos naturales y los cambios en ellos, aún cuando estos recursos no hayan sido afectados por la actividad económica. De este modo, las cuentas de recursos naturales proveen la contraparte física de las cuentas monetarias de stock y flujos de las cuentas del SCAEI.
- (c) Evaluación de los costos y beneficios ambientales: el SCAEI expande y complementa el SCN con respecto a (1) el uso (explotación) de los recursos naturales en la producción y demanda final; y (2) cambios en la calidad ambiental producto de las actividades productivas o el consumo.
- (d) Contabilidad para la mantención del bienestar tangible: el concepto de capital también concepto de capital natural. Este hecho amplía el campo de aplicación del concepto de depreciación hacia los activos naturales.
- (e) Elaboración y medición de indicadores de ingreso y producto ajustados ambientalmente: la consideración de los costos de explotación de los recursos naturales y los cambios en la calidad ambiental permiten el cálculo de agregados macroeconómicos modificados, como el Producto Nacional Neto (PNN) corregido.

Fuente: Bartelmus (1992).

El Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada (SCAEI) amplía la frontera de activos, incorporando todos los activos naturales, los que pueden participar en las actividades de producción, o ser afectados por impactos ambientales de algunas actividades económicas. De este modo, en la cobertura de los activos del subsuelo, el SCN señala que ésta se debe basar en la definición de reservas comprobadas¹. Del mismo modo, los recursos biológicos no cultivados sólo incluyen los bosques y reservas de pesca controladas por actividades humanas, mientras que también son considerados los activos ambientales, es decir aire, suelo, agua y vida silvestre, como parte de la medición de las cuentas satélites.

Una vez que todos los costos y otras desacumulaciones de activos son expresados en términos de valor, es posible establecer una medida alternativa denominada Producto Ambiental Interno (PAI) y de la acumulación neta de capital. La ecuación (1) define esta nueva medida de bienestar:

(1)

$$PAI = C + (I - A_{np.ec} - A_{np.env}) + (X - M)$$

donde,

C = Consumo Final Privado

I = Inversión Física Neta

X = Exportaciones

M = Importaciones

$A_{np.ec}$ = Desacumulación Neta de Activos No-Producidos

$A_{np.env}$ = Explotación y Degradación de Activos Ambientales

Este nuevo indicador agregado de bienestar corrige las falencias que presentaba el antiguo enfoque de contabilidad ambiental, incorporando el concepto ampliado de activo o capital total.

EL VALOR DE LOS CAMBIOS FÍSICOS EN LOS RECURSOS NATURALES

El Sistema de Cuentas Nacionales exige que cada partida de los balances sean valoradas como si hubiera sido adquirida en la fecha de referencia del mismo. Esto implica utilizar en las valoraciones, un conjunto de precios que sean corrientes a la fecha de referencia del balance, referidos a activos específicos. Sin embargo, si no es posible obtener precios observados o medios, existen dos alternativas de estimación: acumulando y revalorizando las adquisiciones menos las disposiciones del activo considerado en su vida útil, o calcular el valor actual o descontado de los rendimientos futuros esperados de un activo dado². Por ejemplo, el valor de las reservas mineras se determina normalmente por el valor actual de los rendimientos netos esperados resultantes de la explotación comercial de esos activos. Sin embargo, el SCN señala que debido a la escasez de transacciones de este tipo de activos, puede ser difícil obtener precios apropiados para los fines de valorización, extendiéndose de manera alternativa la valoración que hacen los propios propietarios de las reservas, a través de la contabilidad de las empresas.

El Sistema de Cuentas Ambientales y Económicas Integrada (SCAEI) entiende que la valoración de mercado parece ser una manera fácil de evaluar la utilización de los activos naturales porque el procedimiento utiliza datos observables. Si la utilización de los activos naturales no está relacionada con las transacciones mercantiles, entonces una alternativa sería la aplicación de una valoración directa o indirecta no comercial. Estas últimas se sirven de los conceptos de costo de sustitución u oportunidad, utilizando datos de costos efectivos o hipotéticos (Bartelmus y Van Tongeren, 1994). De este modo, un aumento de las actividades de protección ambiental que impida la degradación de los activos naturales o que restaure su naturaleza degradada podría ser un indicio de la evitación de la reducción de la calidad y funciones de los activos ambientales como

¹ Reservas comprobadas son las cantidades de mineral en una fecha específica, que el análisis de los datos de la ingeniería geológica demuestran, con certeza razonable, que en el futuro se podrán extraer de los yacimientos conocidos bajo condiciones económicas y operativas existentes.

² Debe recordarse que el precio de mercado de los activos debe reflejar el valor actual de los rendimientos netos esperados en el futuro.

consecuencia de actividades económicas. Sin embargo, cabe notar que las actividades de protección del medio ambiente podrían no bastar para equilibrar las repercusiones negativas de las actividades económicas sobre el medio ambiente. En este sentido, sólo serían un límite inferior para la valoración de los cambios en la calidad ambiental³.

El Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada detalla las características de los diferentes métodos de valoración de activos no financieros, que se basa en las directrices internacionales provisionales sobre las cuentas de balances nacionales y sectoriales, y las cuentas de conciliación del Sistema de Cuentas Nacionales. Los métodos señalados son los siguientes:

- a) Los precios efectivos de mercado de los activos naturales, los cuales generalmente se aplican si existen transacciones comerciales relativas al recurso natural que será valorado, siendo estas transacciones lo suficientemente representativas.
- b) El valor actual neto del producto neto esperado, definido el valor descontado en el tiempo a una tasa de descuento dada, del superávit neto de explotación que podría atribuirse a la utilización del activo natural, menos un beneficio normal de explotación normal que podría haberse obtenido si los fondos invertidos en el uso del activo se hubiesen utilizado en la mejor opción alternativa.
- c) Los precios netos multiplicados por las cantidades correspondientes de existencias de activos. Este método se ha aplicado a activos naturales no renovables, en cuyo caso el precio neto del activo es igual al precio efectivo de mercado del recurso menos los costos efectivos de explotación, incluyendo en estos una tasa normal de retorno a la inversión. Posteriormente, este precio neto se multiplica por el stock de existencias del recurso natural, abarcando sólo las reservas conocidas

que son explotables en las condiciones económicas actuales. Los resultados de este método son análogos al del valor actual del producto neto si es que se supone que el activo natural es transado en una economía bajo un equilibrio competitivo de largo plazo.

- d) Un último método de valoración mencionado en la literatura corresponde al de costo de uso, el cual ha sido propuesto para ser aplicado a recursos agotables, y que evita la existencia de precios netos negativos mediante la subdivisión del excedente de explotación en dos partes: un costo de usuario que se invertiría para conseguir una corriente constante de ingresos futuros ad infinitum y un elemento de ingreso real.

En general, la experiencia en aplicaciones de métodos de valoración económica para recursos naturales en la contabilidad nacional ha sido escasa. En la práctica, se han desarrollado aplicaciones de las metodologías de precio neto y costo de usuario para valorar los cambios en las existencias de los recursos. La principal razón para sus aplicaciones en numerosos trabajos reside en la facilidad de empleo y los requerimientos relativamente menores de información para la valoración de recursos naturales, ya que la existencia de precios de recursos naturales "in-situ" es escasa, mientras que el conocimiento futuro de precios y niveles de extracción también es limitado, por lo que la aplicación del Valor Actual Neto del Producto (VANP) esperado sería bastante compleja y sujeta a numerosas arbitrariedades. Además, bajo determinados supuestos, Repetto (1989) demostró que el método de precio neto puede capturar la esencia de VANP. A continuación revisaremos y analizaremos más específicamente los principales enfoques asociados a la valoración del uso de los recursos naturales y del medio ambiente en la contabilidad ambiental.

El análisis de los métodos de valorización se centrará en el desarrollo de tres métodos principales: precio neto, costo de usuario y precio neto corregido.

a) El método de precio neto

El método de precio neto responde a la lógica de valorar los recursos naturales según el valor de la renta que ellos generan. Sin embargo, su aplicación a cada tipo de recurso diverge de acuerdo a los

³ Los datos de costos imputados son otras herramientas de valoración indirecta, donde el costo de utilización del medio ambiente se extiende para incluir los gastos que se habrían producido si la naturaleza se hubiera utilizado de manera de no afectar su uso futuro. Esta valoración se asemeja al enfoque de costos de mantenimiento, que es análoga a la concepción de valoración de servicios de capital creados por el hombre en el SCN (Naciones Unidas, 1994).

supuestos que se plantean en los modelos de determinación de los valores de los recursos naturales.

Los primeros desarrollos modelísticos para la inclusión de la depreciación de los recursos naturales en la contabilidad fueron desarrollados por Hartwick (1990), y sirvieron como sustento teórico a las aplicaciones de precio neto desarrolladas por Repetto et al. (1989) en Costa Rica e Indonesia. El modelo de precio neto de Hartwick asume que la determinación del Producto Interno Neto sigue siendo un problema de maximización del bienestar de una economía como lo había demostrado Weitzman (1976), pudiendo representar el PNN como un indicador del máximo consumo sustentable. Para el caso de los recursos renovables, Hartwick desarrolla un modelo en donde la utilidad depende del consumo (C), y donde los recursos naturales no incluidos explícitamente en la función de producción (F) de una economía cerrada. En el modelo, K representa al capital físico, L el trabajo, R la extracción y utilización de los recursos naturales, S el stock del recurso, f la función de costos de extracción y g es la tasa natural de crecimiento. El problema de determinar el Producto Nacional Neto (PNN) puede entonces ser representado como la optimización dinámica siguiente:

$$\text{Max. } \int_0^{\infty} U(C) e^{-\rho t} dt$$

sujeto a

$$(1) \quad \dot{K} = F(K, L, R) - C - f(R)$$

$$(2) \quad \dot{S} = -R + g$$

Según la ecuación (1), la tasa de cambio del capital: la inversión, corresponde a la producción

corriente de la economía menos los costos de extracción del recurso y el consumo privado. Según Weitzman (1976), el Hamiltoniano de este proceso de maximización evaluado en las condiciones de optimalidad permite definir el PNN:

$$(3) \quad PNN = C + \dot{K} - (F_R - f_R)(R - g)$$

La ecuación (3) muestra que el ajuste del Producto Nacional Neto es igual al PNN tradicional menos el cambio neto en la disponibilidad de biomasa del recurso renovable valorado a la renta unitaria del recurso, la cual corresponde al término $(F_R - f_R)$. En el caso de la existencia de recursos agotables, Hartwick (1990) incorpora una ecuación de comportamiento del cambio en el stock del recurso de la forma $\dot{S} = -R + D$, que incorpora los descubrimientos (D), como parte del proceso de aumento del stock "efectivo" de recursos agotables, con lo que el Producto Nacional Neto corregido por la depreciación de los recursos no-renovables es:

$$(4) \quad PNN = C + \dot{K} - (F_R - f_R)(R - D)$$

Como se observa del trato de los recursos naturales en los modelos de Hartwick, el proceso de cambio del stock de los recursos renovables y no-renovables sigue una misma dinámica: existen disminuciones asociadas a la explotación o extracción, y existen incrementos que en el caso de los recursos renovables pueden ser naturales o manejados, mientras que para el caso de los recursos no-renovables surgen del proceso de exploración y descubrimiento de reservas.

Naciones Unidas presenta un enfoque alternativo en relación a la inclusión de los recursos agotables en la contabilidad. El enfoque modelístico resume los mismos supuestos y variables del modelo de precio neto-Hartwick para el caso de los recursos renovables. Sin embargo, para el caso de los recursos no-renovables, los descubrimientos no son incorporados en la medición del PNN, y sólo son asignados a la cuenta de "Otras Variaciones de Activos" en las hojas de balance del SCN, de acuerdo a lo señalado por Bartelmus et al. (1993) y Von Tongeren et al. (1993). La razón argumentada por los profesionales de Naciones Unidas para excluir los descubrimientos en la contabilidad ambiental se refiere a que el incremento en el capital natural no es el resultado de un proceso de producción económica, y por lo tanto, la contabilidad de estos descubrimientos debería abrir el sistema económico hacia los procesos no económicos de crecimiento y acumulación natural, como por ej. los eventos de destrucción natural. Como consecuencia de esto, los procesos económicos bien definidos

serían ensombrecidos por fluctuaciones y eventos erráticos de la naturaleza⁴. El resultado de la modificación de los supuestos, para el caso de los recursos no-renovables provoca la variación en la forma de estimación del PNN, de modo que bajo el enfoque alternativo de Naciones Unidas este queda representado como:

$$(5) \quad PNN = C + \dot{K} - (F_R - f_R)R$$

Este método aplica el precio neto promedio por unidad de recurso para valorar las cantidades físicas de las reservas probadas y los cambios en los niveles de las reservas probadas. Puede ser similar a el precio "in-situ" o al VANP, si es que el precio del producto se comporta de acuerdo al equilibrio de largo plazo de un mercado perfectamente competitivo, según la regla de Hotelling (1931).

El fundamento para suponer que precio neto es también equivalente al precio "in-situ" reside en el hecho que en condiciones de competencia perfecta, el precio de un recurso "in the ground" es igual al "royalty" asociado a éste, el cual corresponde al precio menos los costos de extracción. Se puede argumentar que el enfoque de depreciación o precio neto es igual al valor presente de todos los beneficios proveídos por el recurso bajo condiciones de mercado perfectamente competitivo. Este supuesto no es completamente claro, si bien precio neto desconsidera los retornos netos futuros descontados del recurso remanente (después de la explotación, durante el período contable) como ganancias de capital que no afectan la depreciación del período contable.

b) El enfoque de costo de usuario (El Serafy, 1989)

Este método fue desarrollado por El Serafy (1989), y su idea es convertir una corriente finita de rentas netas provenientes de las ventas de un recurso agotable en una corriente permanente de ingresos a través de la reinversión de parte de las rentas de cada período⁵ durante la vida del mineral. En términos formales, es posible obtener una serie de tiempo de las rentas esperadas R provenientes de la venta de un recurso natural que puede ser utilizado por «n»⁶ años. Esta renta contiene un elemento de ingreso verdadero «X», del cual $R-X$ es invertido anualmente a la tasa de interés «r», de modo que la inversión acumulada continuaría entregando el mismo nivel de ingreso X ad infinitum. Identificando los componentes, X/R corresponde a la proporción de la renta neta que debería ser llamada ingreso, y su complemento $1-X/R$ correspondería al elemento de consumo de capital. La idea de El Serafy es que el valor capitalizado a la tasa de interés de una serie finita de rentas podría generar un valor capitalizado a la misma tasa, pero ahora de una serie infinita de X . Luego, si tenemos que el valor capitalizado de la serie finita es:

$$\sum_0^n R^* = R \frac{\left[\frac{1}{(1+r)^{n+1}} \right]}{1 - \frac{1}{1+r}}$$

Mientras que la serie infinita de ingresos X podría ser escrita como:

$$\sum_0^\infty X^* = \frac{X}{1 - \frac{1}{1+r}}$$

Estableciendo la condición $\sum_0^n R^* = \sum_0^\infty X^*$, y

multiplicando por el denominador a ambos lados se obtiene:

$$-\frac{X}{R} = \frac{1}{(1+r)^{n+1}}$$

⁴ A pesar de esta objeción de Naciones Unidas, para el caso de los recursos pesqueros se incluye la disminución del stock de biomasa debido a fenómenos como la Corriente del Niño u otros.

⁵ Este componente es conocido como el costo de usuario.

⁶ «n» es calculado como el cociente de reservas económicamente explotables dividido por la extracción corriente.

La aplicación de este método puede tomarse algo difícil y arbitraria, por lo que los resultados deben ser juzgados en base a los supuestos tomados en cuenta. Se pueden señalar tres puntos contingentes al respecto: (1) en primer lugar, es necesario escoger una tasa de descuento, de modo que ésta corresponde a una primera decisión arbitraria; (2) parece obvio que el supuesto de reinversión de las rentas en capital artificial es sólo una metáfora, ya que el propietario del recurso puede disponer de las ganancias de la explotación del recurso de la manera que le plazca; y (3) el modelo simple supone una tasa constante de extracción sobre el horizonte de tiempo. Como cabe notar, en la realidad, el propietario puede disponer del recurso de la forma que maximice sus beneficios dependiendo del precio esperado del recurso en el mercado. En este caso, es necesario calcular período a período la razón reservas a extracción y determinar la vida del mineral en cada año. Este mismo paso debe ser seguido con los descubrimientos de nuevos depósitos, que no deben ser contados como ingreso, sino que deberían reflejar en cada año un aumento del período de vida del mineral. Si el período de vida útil se incrementa el componente de costo de uso disminuye, por lo cual es esperable un menor valor de la depredación del recurso.

c) El enfoque de precio neto corregido (Davis y Cairns, 1997)

Cairns y Davis (1997) desarrollan un enfoque corregido de precio neto como método de valoración de los recursos no-renovables para su incorporación en la contabilidad ambiental. Según estos autores, la utilización de precio neto tiene una serie de inconvenientes prácticos y teóricos. En primer lugar, el método de precio neto sobreestima las pérdidas y ganancias de capital natural, debido a que la correcta aplicación teórica de este enfoque requiere la estimación de la renta de Hotelling para una correcta valoración, es decir, precio menos costo marginal de extracción por la cantidad extraída del recurso óptimo

de equilibrio. Sin embargo, en la práctica la obtención de funciones de costos de extracción, i.e. costos marginales es muy difícil, debiendo recurrirse en la práctica a la utilización de la renta unitaria, precio menos costos medios de extracción, valor que siempre es mayor a la renta de Hotelling. En segundo lugar, la evidencia empírica señala que raramente los precios netos crecen en el tiempo a la tasa de interés, supuesto básico para que la aplicación de precio neto sea correcta en la contabilidad ambiental.

A partir de estas críticas, Cairns y Davis desarrollan un enfoque microeconómico al problema de la valoración de los recursos no-renovables, basado en la teoría de la firma minera. El modelo asume que el nivel anticipado de producción o extracción sigue el comportamiento $q = K$, en cualquier instante antes del cierre de la firma. Existe un stock de mineral, S , cuya exploración ha sido probada y donde la firma incurre en una inversión, K , cuyo costo es igual a $\phi(K)$, donde $\phi(0) \geq 0$; $\phi'(K) > 0$ para $K \geq 0$; y $\phi''(K) \leq 0$. Este último supuesto implica que no existen retornos decrecientes a escala para la inversión. Por otro lado, se supone que la firma es tomadora de precios y que el costo de extracción de una cantidad de mineral, q , está dado por $C(q, K)$, donde el costo medio de extracción es a , y el precio en cualquier instante del tiempo es anticipado y constante e igual a p . Luego, la firma maximiza el valor de la mina:

$$(1) \Phi(S, K) = \max_{K, T, \{q_t\}} \left\{ \phi(K) + \int_0^T [pq - C(q, K)] e^{-rt} dt \right\}$$

$$(2) V(S, K) = \int_0^T [p - a] K e^{-r(T-t)} dt$$

$$(3) w = p - a$$

La solución a este problema viene dada por el valor $wS_t \frac{1 - e^{-r(T-t)}}{r(T-t)}$, el cual representa el valor del stock de mineral en el instante t , y cuya explotación finaliza T . De este modo, el valor unitario del recurso es $[p - a] \frac{1 - e^{-r(T-t)}}{r(T-t)}$, el cual es menor que la renta estimada tradicionalmente para valorar los recursos

⁷ El valor de $T - t$ se calcula por el cociente de reservas económicamente explotables dividido por la producción corriente.

no-renovables en la contabilidad ambiental, y expresa de mejor manera el valor del recurso, de acuerdo a lo demostrado por Cairns y Davis(1997) y Cairns(1997). Es de hacer notar que de igual manera que costo de usuario, es necesaria la adopción de una tasa de descuento, sin embargo, los cálculos teóricos de este método son mucho mayores a los del enfoque de El Serafy.

Comparación de los métodos de valoración

En la práctica, precio neto es un método de aplicación relativamente sencilla, dado los requerimientos básicos de información que le son necesarios para la realización de estimaciones del valor de recursos naturales. Su aplicación ha sido mayoritaria en los trabajos que hasta la fecha se han realizado sobre contabilidad ambiental, resultando altamente atractivo en los casos de recursos forestales y pesqueros, recursos naturales donde se puede considerar que este método es altamente recomendable para su aplicación, pudiendo considerarse éstos como stocks de un inventario que varía en el tiempo. Respecto a su utilización para reservas minerales y sus cambios, no existe una convicción tan fuerte como en los otros recursos naturales. Landefeld y Hines (1982) fueron quienes primeros aplicaron este método para valorar las reservas minerales en EE.UU. Asumiendo el desarrollo teórico de Hotelling (1931) para la explotación óptima de un recurso agotable, el método de valoración es considerablemente simplificado, obviando las necesidades descontar y predecir precios y costos, lo que hace irrelevante la senda de producción del recurso en el tiempo, permitiendo valorar las reservas al retorno neto del período corriente.

Estos supuestos han sido fuertemente criticados durante la última década. Levin (1993) señala que varios estudios sobre el comportamiento de precios de los minerales han encontrado poco o nulo soporte a la propuesta de Hotelling, siendo que para un amplio rango de precios netos de minerales, éstos han permanecido constantes en términos reales entre grandes períodos de tiempo. En este sentido, el trabajo de Cairns y Davis(1997) resulta un aporte a la incorporación de los recursos en la contabilidad ambiental, ya que la evidencia empírica muestra que éste asume y replica empíricamente de mejor manera el comportamiento del precio del recurso.

Seroa de Motta(1994) señala que precio neto puede llevar a resultados de difícil interpretación, como p. ej. que la renta del recurso en un período sea mayor que el PIB de la actividad económica o negativo. El primer caso ocurre cuando el descubrimiento de nuevas reservas supera a la explotación ocurrida en el período. En este caso la renta sustentable supera al valor agregado del sector y genera una apreciación del activo. El segundo caso se da cuando una reducción significativa de la renta en un período y luego, la pérdida de capital natural supera al pago de los factores envueltos en la actividad económica. Esto significaría que la actividad de explotación está retirando valor agregado de la economía. La conclusión que debe deducirse es que un país que explote fuertemente puede llevar a tener un ingreso igual a cero. Esta crítica ha sido desestimada por Gomez-Lobo (1993), quien señala que ésta se debe al supuesto de economía cerrada, implícito en el análisis teórico de esta metodología de valoración. Sin embargo, cuando la economía está abierta al mundo, las decisiones de consumo e inversión son independientes, por lo que una economía con un recurso agotable no necesariamente tendría un ingreso igual a cero, dado que podría recurrir al financiamiento externo, lo cual sería registrado como un flujo corriente en el componente de cuenta corriente del PIN. Luego, esta crítica pierde validez en el contexto de una economía abierta con pleno acceso al mercado internacional financiero.

El método de *costo de uso*, ha tenido una aplicación menor a nivel internacional. Una revisión de la literatura existente, encuentra que sólo ha sido aplicado en estudios de casos para Brasil, Papua Nueva Guinea⁸ y secundariamente en México, donde el método adoptado como oficial fue precio neto. La ventaja

⁸ De la misma forma en estos estudios también se aplicó precio neto como una forma alternativa de valoración de los recursos naturales. Cabe destacar que los estudios de México y Papua Nueva Guinea fueron llevados a cabo por un equipo donde participaban miembros de Naciones Unidas, quienes aplicaron ambas metodologías como una forma de dejar en claro que cualquiera de las dos era válida de acuerdo a los supuestos planteados y la lectura de resultados respectivos.

principal de este método es que no desconoce la existencia de una senda de extracción y beneficios a futuro del recurso, con lo cual se asemeja al concepto de valor actual de los retornos esperados. Sin embargo, sólo puede ser aplicado para valorar los cambios de existencias y supone valores para ciertas variables que pueden ser discutiblemente arbitrarios, como p. ej. suponer una renta neta constante en el tiempo, y por lo demás, es bastante más complejo en términos de información y estimación que el precio neto, si es que es necesario ajustar los valores de los stocks cuando se producen nuevos descubrimientos, ya que el análisis debe realizarse reserva a reserva y no a nivel agregado como supone el precio neto. Por lo demás, es necesario tener otras consideraciones respecto al método de costo de usuario, argumentos que pueden ser considerados como evaluaciones críticas al método.

En primer lugar, según el concepto de costo de usuario los incrementos en el stock del recurso solamente se trasladan hacia un incremento en el número de años de duración del recurso, y luego sólo a un aumento del valor de X/R . De esta manera, aún en el caso donde una economía pueda experimentar importantes desplazamientos no esperados de su frontera de posibilidades de producción que podría permitir expandir las sendas de posibilidades de consumo, el método de El Serafy no incorporaría este efecto y siempre registraría alguna magnitud de depreciación.

Segundo, el método de costo de uso utiliza una definición de renta que se determina por las expectativas de los agentes sobre el futuro. De este modo, se rompe con la compatibilidad de Cuentas Nacionales de medir exclusivamente variables ex-post.

Tercero, es preciso señalar que el proceso de generación de expectativas de este método está basado en el concepto de expectativas adaptativas, donde los agentes no son capaces de considerar cambios futuros en el precio o costos de extracción del recurso, por lo cual resulta altamente probable la introducción de sesgos en los valores estimados producto de factores de inercia (tiempo pasado o presente proyectado a futuro).

EL VALOR DEL DETERIORO AMBIENTAL EN LAS CUENTAS AMBIENTALES

En las últimas décadas ha habido un amplio desarrollo de técnicas para estimar el deterioro ambiental en términos monetarios, siendo utilizadas básicamente para la toma de decisiones de factibilidad o compensación en los análisis de costo-beneficio. Dentro de estas técnicas, existen una amplia variedad que conjugan distintas características: necesidad de información, costos y robustez, por lo que su incorporación en la valoración de los activos ambientales de las cuentas ambientales depende en gran medida de cuan exacta y/o costosa queramos que sea esta etapa de la contabilidad ambiental. En general, se ha optado por utilizar métodos de valoración menos complejos, pero que mantengan un buen nivel en la robustez de los resultados.

La aproximación económica de la valoración del deterioro ambiental pasa por determinar cuál es la disposición a pagar para que ciertas normas sean cumplidas, lo que en último fin dependerá de hacia quién estén asignados los derechos de propiedad del medio ambiente: firmas o consumidores. Esto lo podemos ilustrar a partir de la Figura 1. En este gráfico, MC representa los costos marginales de abatimiento de la contaminación y MD es el daño marginal de las emisiones contaminantes. Económicamente, el costo total de abatimiento y de daño es minimizado cuando son igualados marginalmente, de acuerdo a un análisis de equilibrio parcial.

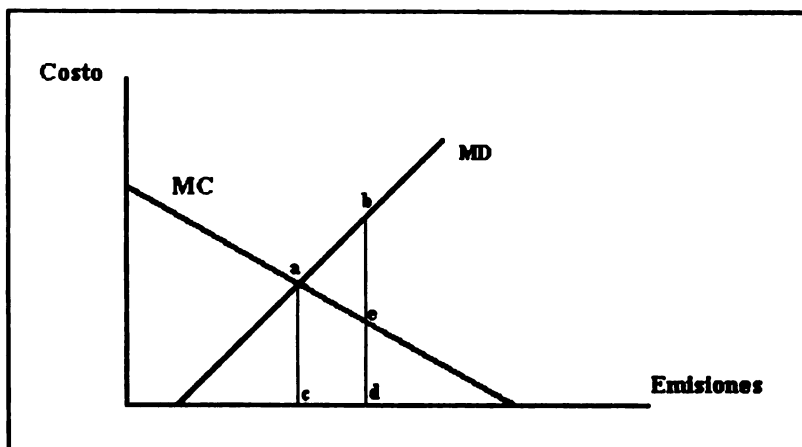


Figura 1. Relación de costos marginales de abatimiento de la contaminación y daño marginal de las emisiones contaminantes.

Si las emisiones actuales están situadas a un nivel "d", y el nivel de emisiones óptimo es "c", entonces el costo total de disminuir las emisiones para las firmas es el área "acde". Por otro lado, el valor de la reducción en el deterioro ambiental es el área "acdb". Podemos observar entonces, que a medida que las emisiones son mayores, mayor es el daño ambiental y el costo de abatimiento, por lo cual ambas áreas reflejan en cierta medida, una aproximación al valor del deterioro del medio ambiente. Luego, es posible utilizar ambos enfoques en la valoración del deterioro ambiental⁹. A continuación, examinaremos los enfoques desprendidos del análisis anterior.

En un primer enfoque, el valor del deterioro ambiental puede ser valorado a partir del tratamiento del flujo de servicios ambientales que pueden proveer tanto utilidad directa a los consumidores como también ser insumos del proceso de producción. Los servicios ambientales, entonces pueden ser reducidos por las emisiones contaminantes o incrementados mediante los procesos naturales de regeneración de la capacidad de carga del medio ambiente. De este modo, podemos modelar esta interacción asumiendo que existe una relación directa entre las emisiones contaminantes y los niveles de producción, así como que los costos de abatimiento reducen estas emisiones contaminantes. El problema puede expresarse de la siguiente manera:

$$(1) \quad \text{Max.} \quad \int_0^T U(C, B) \, dt \text{ s.a.}$$

$$(2) \quad \dot{K} = F(K, L, B) - C - a$$

$$(3) \quad \dot{B} = -\alpha e + m(B_0 - B)$$

donde,

B = flujo de servicios ambientales.

b = costo marginal de abatimiento.

e = emisiones de contaminantes (de la producción).

α = gastos de abatimiento.

p_B = precio de los servicios ambientales.

La ecuación (3) muestra que el nivel de servicios ambientales decrece por la contaminación a una tasa a , y se ve incrementado m , proporcional a la diferencia entre el nivel actual de servicios y el nivel natural (B_0). El proceso de maximización dinámica permite obtener el Producto Ambiental Interno, al evaluar las condiciones de primer orden sobre el Hamiltoniano, de modo que:

$$(4) \quad PAI = C + K - be + \frac{m}{\alpha}(B_0 - B) + p_B B$$

ó

$$(5) \quad PAI = C + K + b \frac{B}{\alpha} + p_B B$$

En la ecuación (5), muestra que $\frac{B}{\alpha}$ es la tasa de

cambio de los servicios ambientales, medida en equivalentes de contaminación, la cual es valorada a costo marginal de abatimiento. De este modo, cuando las emisiones exceden la capacidad asimilativa del medio ambiente, el término es negativo, provocando una disminución del bienestar y del PNN.

A partir de este enfoque, y en función de obtener una visión más amplia del fenómeno, es que el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada ha introducido el concepto de *costo de mantención* como una alternativa a la valoración directa e indirecta de mercado. Estos costos son definidos como los costos de usar el medio ambiente, y que podrían haber sido incurridos con el objetivo de mantener el uso futuro del servicio ambiental entregado por el activo ambiental, como por ej. el costo de adquirir un equipo para reducir la contaminación hacia niveles aceptables humana y ecológicamente. Estos costos deben ser considerados como hipotéticos, ya que en realidad existen actividades

⁹ Cabe en todo caso notar que la valoración del costo de abatimiento es una subestimación del deterioro ambiental, ya que en la práctica, si utilizamos costos hipotéticos, las empresas aún contaminarán y por lo tanto, los efectos o daños ambientales persistirán, con lo que resultaría más apropiado valorar la magnitud del daño ambiental antes que el costo de abatir ese daño.

que afectan actualmente al medio ambiente, sin que esos costos sean realizados.

En el concepto de costo de mantención, el uso del medio ambiente que no tenga un impacto sobre la naturaleza tiene un costo cero. Esto quiere decir que si existe un nivel suficiente de calidad o cantidad de aire o agua, estas tienen cero costo de mantención. Los requerimientos de información para este caso deben permitir determinar o tener determinado cuáles son los niveles máximos de emisiones contaminantes que ejercen un impacto nulo sobre el medio ambiente, por lo que deberían existir ciertas normas mínimas de calidad ambiental que permitieran sustentar bajo que niveles de emisiones o descargas estas normas estarían siendo superadas.

Una aproximación al enfoque de costos de mantención son los *costos de mitigación*. Estos son utilizados como una aproximación a la valoración del daño que las distintas actividades consideradas producen, y corresponden al monto de inversiones que habría que incorporar a los distintos procesos para que sus impactos ambientales, medidos mediante indicadores de calidad ambiental (p.ej. concentración de contaminantes en el medio), cumplan con la normativa ambiental vigente. En este sentido, el valor de los costos de mitigación, es sólo un límite inferior del valor del daño ambiental producido

potencialmente, ya que no se están valorando los efectos del daño ambiental sino que sólo el costo de evitar ese daño.

Un enfoque alternativo a la valoración de la degradación ambiental por la vía de los costos de abatimiento corresponde a la estimación de los costos físicos directos del deterioro ambiental sobre salud, los materiales y los ecosistemas mediante la utilización de funciones de *dosis-respuesta*. Las funciones de dosis-respuesta se ocupan de estimar los efectos físicos de la contaminación, y por lo tanto, de cuantificar los efectos de cambios en el nivel de contaminantes sobre la salud, materiales, agricultura y vida silvestre. De este modo, utilizando los precios o costos de mercado, es posible estimar el valor económico del impacto de la contaminación sobre estos bienes y servicios. Según Azqueta (1994), la utilización de funciones de dosis-respuesta ha sido amplia en el campo de la problemática ambiental como base de los análisis costo-beneficio de los estudios de impacto ambiental¹⁰.

La aplicación de esta metodología es bastante simple conceptualmente. El impacto ambiental sobre cada bien o servicio es calculado a partir de la estimación sobre la muestra estudiada: población, materiales, área agrícola o ecosistemas; del incremento dado en los niveles de concentración de contaminantes, utilizando elasticidades dosis-respuesta, las cuales miden el cambio marginal en el daño ambiental ante cambios marginales en los niveles de contaminación. Esquemáticamente esta relación puede ser representada de la siguiente manera:

$$(1) \quad dS_i = b \cdot POP_i \cdot dA$$

donde:

dS_i = cambio en la muestra poblacional del efecto "i" (morbilidad, mortalidad, producción agrícola, biodiversidad, etc.).

b = la pendiente de la función de dosis respuesta (cambio en S ante cambios en A).

POP_i = muestra afectada por el efecto i del cambio en la calidad del aire.

¹⁰ En una revisión de los estudios realizados en países Latinoamericanos utilizando o estimando funciones de dosis-respuesta podemos encontrar los trabajos de Southgate (1995), quién utiliza funciones de dosis-respuesta de países desarrollados para estimar los costos en salud de la contaminación en Quito, Ecuador. Seroa Da Motta (1993) estima funciones de dosis-respuesta para calcular los costos en salud de la contaminación por desechos en los hogares en Brazil. En Chile, han existido un mayor número de estudios centrados en la estimación de los beneficios en salud de la reducción de la contaminación, centrándose básicamente en el problema de la ciudad de Santiago. Kahn y Kerr (1994), y Eskeland (1994) utilizan funciones de dosis-respuesta de otros países para estimar los beneficios en salud, mientras que Aranda et al. (1994), y Ostro et al. (1995) estiman funciones de dosis-respuesta para evaluar los efectos de la contaminación aérea en la salud infantil y mortalidad, respectivamente.

ΔA = cambio en la contaminación bajo consideración.

Para completar la estimación de costos(beneficios) para el efecto i , se puede valorar la estimación económica de este efecto de las siguientes maneras: (1) disposición a pagar por reducir el cambio negativo o (2) utilizar el cambio en los costos de asociados a la disminución de la productividad, durabilidad, etc., para valorar los cambios en cada ítem¹¹. De este modo, se necesita realizar un modelamiento explícito de las relaciones existentes entre los cambios en emisiones, concentraciones, efectos sobre los componentes físicos, y el valor monetario asignado a estos cambios. Cuando el deterioro de la calidad del aire afectan bienes y servicios transados en el mercado, los valores de tales cambios pueden desprenderse del comportamiento del mercado. Sin embargo, si existen bienes y servicios que no son transados en el mercado, como los efectos salud de la contaminación, los beneficios sociales pueden no ser revelados en forma directa por el mercado

¹¹ En el caso de la morbilidad, el aumento de enfermedades son valoradas a costo de consulta médica + costo de medicamentos + costo de oportunidad del tiempo de trabajo perdido (salario), inclusive para el caso de dueñas de casa. En relación a la valoración de la mortalidad, se multiplican las muertes por el valor actual del flujo de ingreso per cápita perdido por la muerte (PIB per cap./ i , donde i = tasa de interés). Para el caso de la agricultura, se valora la pérdida de productividad (véase Anexo 1), y finalmente para el caso de la pérdida de biodiversidad, ésta se valora utilizando valores monetarios extraídos de estudios de valoración contingente u otro método.

¹² Por otro lado, la estimación de funciones de dosis-respuesta está sujeta a otros factores de relevantes como la especificación del modelo y la forma funcional, existencia de estructura de rezagos en la variable independiente, estructura de rezagos en la variable dependiente, autocorrelación de los residuos, control de las variables climatológicas, y sesgos de selección. Estos problemas son específicos a la forma de estimar este tipo de funciones, donde existe un proceso de prueba hasta encontrar la mejor ecuación, proceso en que varios de los problemas presentados pueden ser corregidos, pero sin embargo existe la posibilidad cierta de que otros persistan debido de manera fundamental a la serie de datos con que se dispone.

(Krupnick y Alicbusan, 1990; Over, 1991).

La obtención de las pendientes de las funciones dosis-respuesta, es por mucho, una tarea que necesita una atención particular. Estos valores pueden ser tomados de la literatura existente o realizar un trabajo más acabado que permita estimar funciones de dosis-respuesta para el análisis de las zonas afectadas. Sin duda, esta última alternativa resulta mucho más costosa, pero aún cuando se adopte el criterio de utilizar funciones dosis-respuesta de otros lugares deben considerarse ciertos puntos. Los estudios de laboratorio estudian los efectos de la contaminación mediante la aplicación de distintos niveles de concentración de contaminantes a individuos, especies no humanas y materiales. En este sentido, si algunos individuos que poseen ciertas características y responden en mayor medida que el resto de la población a un nivel de exposición dado de contaminantes, podría pensarse que la función de dosis-respuesta no puede capturar este efecto. Sin embargo, las funciones de dosis-respuesta pueden encontrar otra complicación en el análisis al no poder captar las acciones que toman los propios individuos para reducir su exposición a enfermedades respiratorias producto de la adopción de medidas defensivas como la instalación de aire acondicionado, la movilización hacia otro sector menos contaminado, etc (Krupnick, 1990; Ostro, 1994; Azqueta, 1994) ¹².

a. **Efecto umbral:** un aspecto importante en el estudio y utilización de funciones de dosis-respuesta tiene relación con la existencia de cierto nivel umbral, bajo el cual los efectos de las emisiones son poco significativos, o del mismo modo si la pendiente de la función de dosis-respuesta disminuye significativamente a niveles bajos de concentración de contaminantes. La mayoría de los estudios de funciones de dosis-respuesta han utilizado funciones lineales o semi-logarítmicas, lo cual supone una continuidad de los efectos salud a niveles más bajos de contaminación, no identificando ningún umbral. Los esfuerzos realizados para identificar este umbral han entregado poca evidencia de que existan (Margulis, 1992; Ostro, 1994).

b. **Interacción entre los contaminantes:** una importante parte de los problemas respiratorios es generado por la interacción de al menos dos contaminantes, por lo que en general los modelos

económicos que pretenden estimar funciones de dosis-respuesta no incorporan esta relación. Por ejemplo, ésta bien documentada, en la literatura epidemiológica, la existencia de una fuerte sinergia entre distintos tipos de contaminantes, por lo cual el efecto de la unión de éstos es mayor que la suma de los efectos por separado.

El criterio de selección de dosis-respuesta debe ponderar todos los puntos señalados anteriormente. Por ejemplo, Ostro (1994) estudiando los efectos en la salud, de la contaminación sobre Yakarta, seleccionó los valores de las funciones dosis-respuesta de acuerdo a los valores máximos y mínimos encontrados en la literatura, determinando un valor promedio de la función medida auxiliar de estimación. El valor central es estimado de una selección del valor medio del rango computado de estimaciones de funciones de dosis-respuesta seleccionadas de la literatura, o utilizando el estudio más reciente que utiliza la metodología más confiable de estimación disponible hasta hoy. Luego, siguiendo a Ostro (1994), las funciones fueron seleccionadas de entre estudios que debían cumplir los siguientes puntos: (1) minimización de las variables omitidas y confundentes; (2) incorporación de la existencia de estacionalidad y temperatura; (3) examen de la confiabilidad y sensibilidad de los resultados para distintas formas funcionales y especificaciones; (4) utilización de una métrica común; y (5) análisis del problema de los efectos en lugares que enfrenten problemas significativos de contaminación.

LA EXPERIENCIA CHILENA EN CONTABILIDAD AMBIENTAL

El desarrollo empírico y la implementación de la contabilidad ambiental alrededor del mundo ha sido relativamente escasa, en relación a la importancia que ha adquirido el tema ambiental en la discusión pública. Esta situación se ha visto justificada por la falta de acuerdo en relación, principalmente, al tema de la valoración de los recursos naturales.

En Chile, si bien el Banco Central ha desarrollado un proyecto piloto cuyo objetivo es la implementación de la contabilidad ambiental dentro del funcionamiento normal del SCN tradicional, aún no es posible obtener resultados debido a una serie de problemas, relacionados principalmente con la información. Alternativamente, una serie de estudios habían sido desarrollados anteriormente, y de los cuales es posible sacar ciertas ideas. A continuación, haremos una breve descripción y explicación de los principales estudios desarrollados en Chile en el tema de la contabilidad de la depreciación de los recursos naturales.

a) El sector pesquero: Gomez-Lobo (1991)

El sector pesquero es una de las ramas de la economía chilena que experimentó uno de los crecimientos más intensos durante la década de los ochenta. Esta expansión se fundamentó en el notorio incremento que afectó a las capturas de las principales especies pelágicas, con el propósito de sustentar la industria exportadora de harina y aceite de pescado. En este contexto, Gomez-Lobo (1991) intentó estimar la sustentabilidad del sector pesquero, centrando su análisis en el impacto de la expansión de ese sector sobre el stock de recursos sobre los cuales se sustentaba la actividad.

El principio de valoración utilizado fue renta o precio neto, pero aplicando sólo una renta de un año base, 1977, a la serie de datos que cubría 1980-1989. Esta renta base fue calculada mediante la sustracción de los costos intermedios, remuneraciones, impuestos indirectos y una tasa de retorno del capital, al Valor Agregado del Sector Pesquero Industrial. El retorno del capital invertido fue obtenido mediante la aplicación de una tasa de retorno del social del 12 por ciento sobre el valor de la flota industrial. La renta resultante fue de \$ 309,8 pesos de 1977¹³. Gomez-Lobo justifica la aplicación de una renta unitaria de un año base para valorar toda la serie por tres razones. Primero, debiendo valorarse óptimamente las biomasa según precio neto de equilibrio de largo plazo, la obtención de rentas netas para cada año resultan altamente demandantes de información y con los precios de mercado corrientes, lo más probable es que no reflejen el valor de equilibrio de largo plazo. Segundo, en el SCN se utiliza la valoración de la producción de un año algún año base en la construcción del PIB, y ésta

¹³ Por otro lado, los datos físicos asociados a la evolución de las biomasa de Jurel y Sardina Española fueron obtenidos a partir del modelo de Análisis de Población Virtual (APV).

no se ve alterada hasta un nuevo cambio de base. Los resultados a los que arriba Gomez-Lobo (1991) son ilustrados en el Figura 2.

De acuerdo a la corrección, la serie del PGB sectorial muestra una sobreestimación en la tasa de crecimiento del período 1980-1989 cercana al 50 por ciento. Esto ya que mientras las mediciones tradicionales del PIB arrojan un 8,78 por ciento

acompañado de la mantención del stock de riqueza asociado al bosque. Nuñez (1992) estimó el Producto Interno Neto como el PIB corregido por la depreciación de stock de biomasa de bosque nativo en la Décima Región de Chile, una zona con alta superficie boscosa de tipo nativa. La Figura 3 muestra la evolución de los resultados de este trabajo.

Según este estudio, la estadísticas oficiales mostraban que el Producto Regional Bruto Sectorial para los períodos 1980-1990 y 1983-1990 presentaba un incremento real del 2,1 por ciento y 9,1 por ciento respectivamente. Sin embargo, al corregir esta medición por la depreciación del recurso, se encontraba que el Producto Regional Bruto Sectorial para ambos períodos 1980-1990 y 1983-1990 alcanzaba a sólo un 1,3 por ciento y 2,6 por ciento, respectivamente. De este modo, una importante diferencia en el crecimiento del sector se ha debido a la sobreexplotación del recurso.

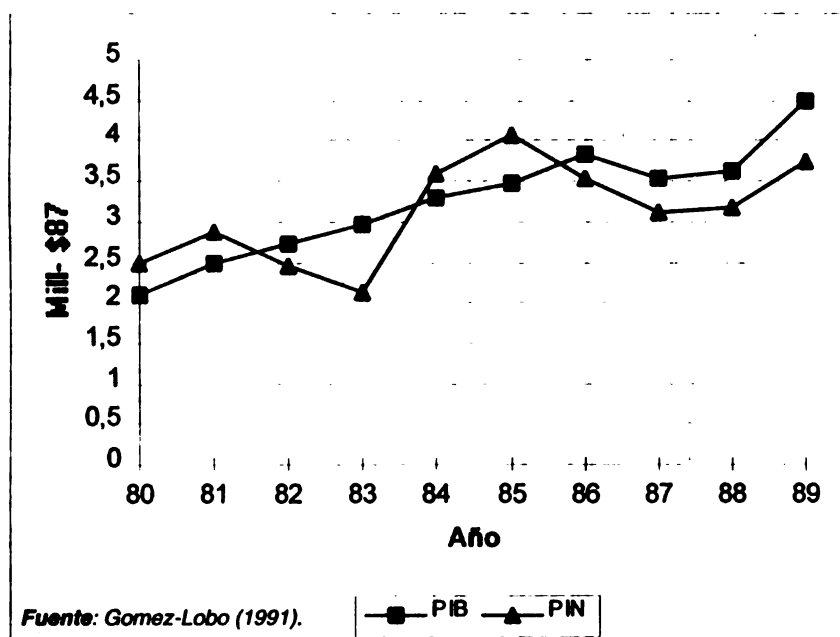


Figura 2. Corrección del PIB pesquero.

promedio, la medida ajustada por pérdida de capital natural, el PIN, muestra un crecimiento sectorial de sólo un 4,63 por ciento.

b) El sector forestal: Nuñez (1992)

La superficie cubierta con bosque nativo se ha reducido sistemáticamente producto de la explotación para consumo de leña, exportación en forma principal de astilla, y el roce realizado con el objeto de hacer una sustitución con especies exóticas. Algunas cifras indican que se ha seguido un ritmo de crecimiento de la actividad del sector que no ha ido

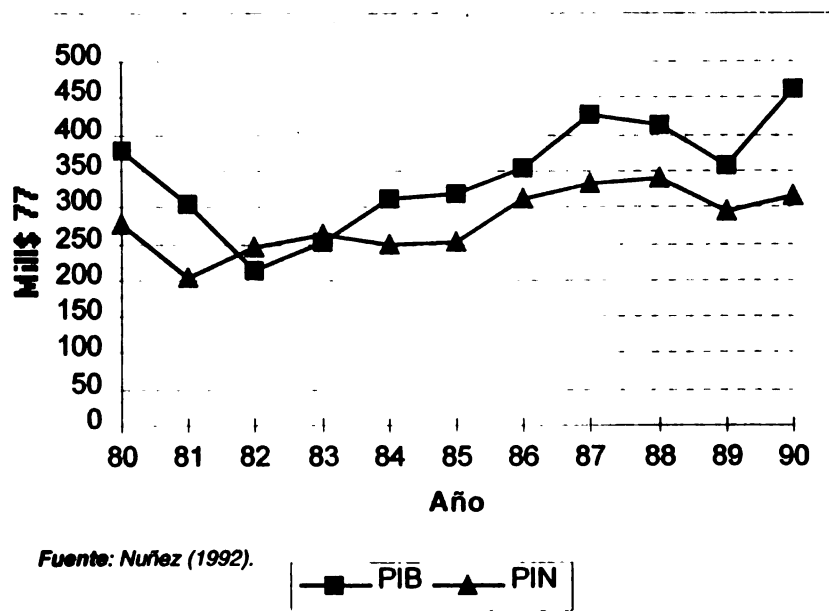


Figura 3. Corrección del PIN forestal

c) El sector minería: Figueroa et al. (1997)

Figueroa et al. (1997) estudiaron la sustentabilidad de la minería del cobre en Chile. Dentro del trabajo desarrollado, se estimó el PIN corregido del subsector cobre utilizando dos medidas alternativas: (1) uso del enfoque de Hamilton (1994)¹⁴, en donde al PIB minero se descuenta la renta del recurso neta de costos de exploración, y (2) descuento de la renta del recurso por el método de Naciones Unidas. Los cálculos del precio neto fueron estimados siguiendo la misma metodología adoptada por Gomez-Lobo (1991), utilizando como año base 1977. La Figura 4 muestra la evolución de las magnitudes estudiadas.

Los resultados de este trabajo muestran que utilizando el enfoque (1), la sobreestimación del PIB se eleva sobre el 13 por ciento, de modo que la variación del PIB en el período de estudio se incrementa del 3,3 al 4,0 por ciento. Sin embargo, si observamos los resultados del enfoque (2), podemos ver que considerando que los costos de exploración están incorporados en el PIB, el PIB está sobreestimado en más de un 17 por ciento, con lo que la variación del período sube a un 3,6 por ciento. Estos aumentos en las tasas de crecimiento involucran que los primeros años de la serie presentan una disminución del recurso relativamente mayor a los últimos.

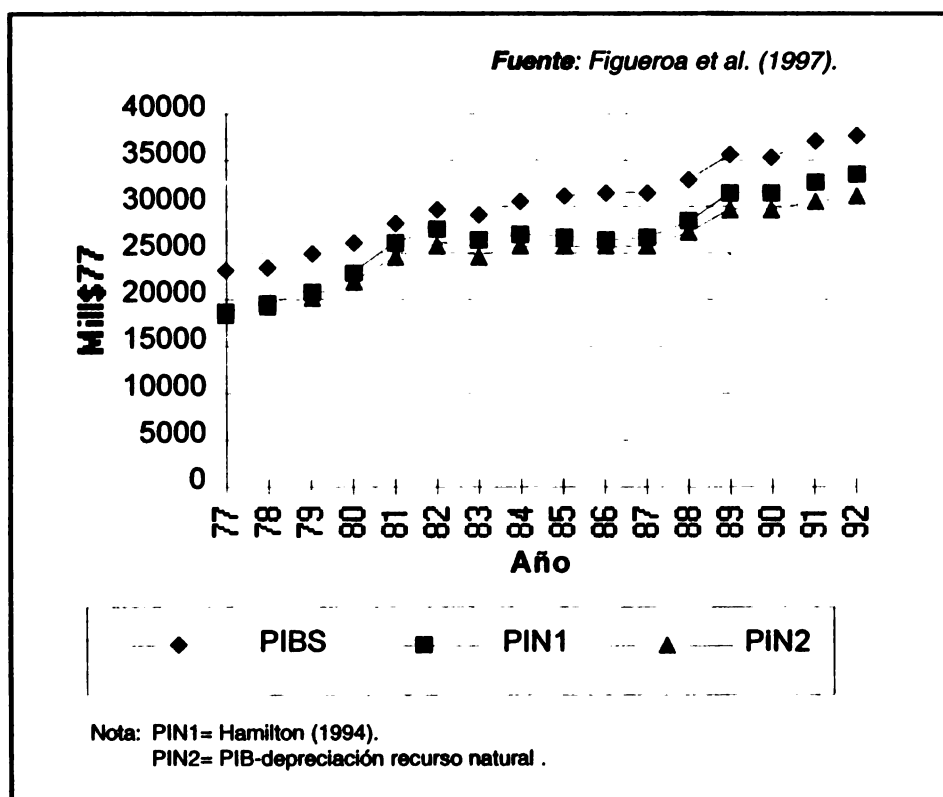


Figura 4. Corrección del PIN minero.

¹⁴ Hamilton (1994) desarrolla un modelo, donde adicionalmente a la existencia de costos de extracción del recurso no-renovable, se incorpora una función de costos de exploración. De este modo, al estimar el Producto Nacional Neto corregido obtiene la siguiente fórmula de estimación: $PNN = C + K - (F_R - f_R)R + g_D D$. El valor $g_D D$ representaría los costos de exploración.

CONCLUSIONES

Este trabajo ha revisado la metodología existente para la valorización de los recursos naturales y del medio ambiente en la contabilidad nacional, partiendo de los conceptos desarrollados en el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada (SCAEI). La presentación y el análisis de las metodologías permiten sacar algunas conclusiones de interés.

Primero, es necesario considerar que ninguna metodología permite entregar con exactitud las valorizaciones de los recursos y la degradación del medio ambiente. Los requerimientos de información y supuestos arbitrarios, así como la falta de sustento teórico en la economía, pueden relegar a un segundo plano metodologías como el costo de usuario, fundamentado en la arbitrariedad para la elección de la tasa de descuento y la falta de fundamento económico del proceso de determinación del ingreso real y la depreciación del recurso. Por otro lado, debe también considerarse que las estimaciones via precio neto necesariamente tenderán a sobreestimar el valor del recurso, si es que no es posible disponer de mediciones de los costos marginales para la obtención de la renta de Hotelling.

Segundo, es necesario precisar que la valorización de los recursos naturales y la degradación ambiental precisan distintos niveles de agregación en las variables físicas. De este modo, mientras la explotación de los recursos naturales pueden ser valorada desde un enfoque más macroeconómico, la degradación del medio ambiente necesariamente deberá ser valorada en términos de una área geográfica más específica, dado el impacto más local de la misma. Así, los costos ambientales del país serán la agregación de todos los costos ambientales de cada zona estudiada.

La conclusión del esfuerzo desarrollado, indica que si bien no existe un consenso respecto de que método es más apropiado para valorar la naturaleza, es posible desarrollar esta etapa de la contabilidad ambiental, ya que existen al menos alternativas que deben ser cuidadosamente estudiadas antes de aplicarlas para cada tipo y uso de recursos naturales. La experiencia indica que es necesario adoptar metodologías que compartan las características de ser herramientas simples respecto de sus requerimientos de información y forma de aplicación.

LITERATURA CITADA

- ARANDA, C., SANCHEZ, J.M., ANGULO, J., OSTRO, B., y ESKELAND, G.. 1994. Air Pollution and Health Effects: A Study of Respiratory Illness Among Children in Santiago, Chile, mimeo, World Bank, Washington, D.C.
- ATKINSON, G.. 1996. Desarrollo Sustentable: Teoría, Medición y Políticas. In: Revista de Investigación y Comercio Española, N° 751.
- AZQUETA, D.. 1994. Valoración Económica de la Calidad Ambiental. Mc Graw-Hill, Madrid.
- BARTELMUS, P., LUTZ, E. y SCHWEINFEST, S.. 1993. Integrated Environmental and Economic Accounting: A Case Study for Papua Nueva-Guinea. In: Toward Improved Accounting for the Environment, editado por Ernst Lutz, World Bank.
- CABEZA GUTÉS, M.. 1996. The Concept of Weak Sustainability, Ecological Economics, Vol. 17, N°3, Junio.
- CAIRNS, R. y DAVIS, G.. 1997. On Using Current Information to value Hard-Rock Mineral Properties, Working Paper, División of Economics and Business, Colorado School of Mines.
- EL SERAFY, S.. 1993. The Environment as Capital. In: Toward Improved Accounting for the Environment, editado por Erns Lutz, World Bank.
- ESKELAND, G.. 1994. Chile, Managing Environmental Problems: Economic Analysis of Selected Issues. World Bank, Environment and Urban Division, Washington DC.
- FIGUEROA, E., NUÑEZ, J. y FIGUEROA, L.. 1997. Correcting National Accounting for Natural Resources Depreciation: The Case of the Mining Sector in Chile, mimeo, Departamento de Economía, Universidad de Chile.
- GOMEZ-LOBO, A.. 1991. Desarrollo Sustentable del Sector Pesquero Chileno en los años 80. In: Desarrollo y Medio Ambiente: Hacia un Enfoque Integrador, editado por Joaquín Vial, CIEPLAN, Santiago.
- HAMILTON, K.. 1994. Green Adjustment to GDP, Resources Policy, Vol 20, N°3.
- HARTWICK, J.. 1977. Intergenerational Equity and Investing of Rents from Exhaustible Resources, American Economic Review, Vol. 67, N°5, Diciembre.
- . 1990. Natural Resources, National Accounting and Economic Depreciation, Journal of Public Economics, Vol. 43.
- HOTELLING, H.. 1931.. The Economics of Exhaustible Resources, Journal of Political Economy, Vol. 39.
- KAHN, M., y KERR, S.. 1994.. The Causes and Consequences of Air Pollution in Santiago, mimeo, Departemnt of Economics and School of International and Public Affairs, Columbia University.
- KRUPNICK, A. y ALICBUSAN, A.. 1990. Estimation of Health Benefits of Reduction in Ambient Air Pollutants. Divisional Working Paper N° 1990-11, World Bank, Environment Department, Washington DC.
- LANDEFELD, J. y HINES, J.. 1982. Valuing Non-Renewable Natural Resources: the Mining Industries. In: Measuring Nonmarket Economic Activity, BEA Working Papers, Bureau of Economic Analysis, USA.
- LEVIN, J.. 1993. Valuation and Treatment of Depetable Resources in the National Accounts. In: Toward Improved Accounting for the Environment, editado por Ernst Lutz, World Bank.
- NACIONES UNIDAS. 1994. Manual de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada, Oficina de Estadísticas.
- NUÑEZ, J.. 1992. Desarrollo Sustentable: Un Análisis Empírico en el Sector Forestal Chileno. In: Estudios de Economía, Vol. 19, N°2, Diciembre.

- OSTRO, B.. 1994. Estimating the Health Effects of Air Pollutants: A Method with an Application to Jakarta, Policy Research Working Paper N° 1301, World Bank, Public Economics Division, Washington DC.
- , SÁNCHEZ, J.M., ARANDA, C. y ESKELAND, G. 1995. Air Pollution and Mortality: Results from Santiago, Chile. Policy Research Working Paper N° 1453, World Bank, Public Economics Division, Washington DC.
- PEARCE, D. y TURNER, K. 1990. Natural Resources and Environmental Economics.
- REPETTO, R., CRUZ, W., SOLORIZANO, R., DE CAMINO, R., WOODWARD, R., TOSI, J., WATSON, V., VAZQUEZ, A., VILLALOBOS, C. y JIMENEZ, J.. 1989. Cuentas Atrasadas: Depreciación de los Recursos Naturales en Costa Rica, Instituto de Estudios Tropicales, Costa Rica.
- , MAGRATH, W., WELLS, M., BERR, C., y ROSSINI, F.. 1989. Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts, World Resources Institute.
- SÁNCHEZ, J.M., y MOREL, J.T.. 1995. Una Estimación de los Beneficios en Salud de Reducir la Contaminación en Santiago. In: Economía y Medio Ambiente en América Latina, editado por Juan Ignacio Varas, Instituto de Economía, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- SEROA DE MOTTA, R.. 1993. Health Costs Associated to Household Waste Pollution in Brazil, trabajo presentado en la Conferencia Internacional de Economía del Medio Ambiente, Instituto de Economía, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- SOLOW, R.. 1986. On the intergenerational Allocation of Natural Resources. *Scandinavian Journal of Economics*, Vol. 88, N° 1.
- SOUTHGATE, D.. 1995. Economic Development, Air Pollution and Public Policy: The Case of Quito, Ecuador, mimeo, Department of Agricultural Economics, Ohio State University.
- VANTONGEREN, J., SCHWEINFEST, S., LUTZ, E., LUNA, M. y GUILLEN, F.. 1993. Integrated Environmental and Economic Accounting: A Case Study for México. In: *Toward Improved Accounting for the Environment*, editado por Ernst Lutz, World Bank.
- WEITZMAN, M.. 1976.. On the Welfare Significance of National Product in a Dynamic Economy, *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 90.
- WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. 1987. *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford.

ANEXO 1

LA CONTABILIDAD DE LA DEPRECIACIÓN DEL RECURSO SUELO

No es posible dar "a priori" ninguna definición por algún tipo de metodología para estimar la depreciación económica del suelo. Se presentan dos herramientas metodológicas que son susceptibles de ser tomadas en base a la disponibilidad de información que cada una de ellas requieran, en base a tres estudios sobre el problema de como considerar la depreciación del suelo por erosión en el Sistema de Cuentas Nacionales: Repetto (1989), Repetto et. al (1989), y Hartwick, (1993). El trabajo de Repetto estima la disminución de ingresos futuros producto de la erosión en Indonesia mediante un análisis de pérdida de productividad, mientras tanto el trabajo de Hartwick presenta un modelo dinámico de incorporación la depreciación del suelo, estimada mediante el método de costos de reposición de la calidad de la tierra, que sirve de sustento teórico para la aplicación práctica a Costa Rica desarrollada por Repetto et al¹⁵.

a) La depreciación del suelo como disminución de la renta

En el trabajo de Repetto (1989), el estudio financiado por el World Resources Institute, logró corregir la depreciación del stock de algunos recursos naturales en las Cuentas Nacionales de Indonesia para amplios sectores económicos de ese país, entre ellos la agricultura.

El valor del suelo como un activo natural debe corresponder al valor presente de las rentas futuras. La depreciación real del suelo es igual a la disminución del valor del suelo por cambios en la capacidad productiva del recurso, ya que al retirar parte de la capa vegetal del suelo y depositarla en otro lugar, se reduce el potencial y el valor económico de la tierra erosionada. Sin embargo, esta pérdida es permanente

con lo cual, la depreciación del suelo debido a la erosión implica una disminución en los ingresos netos. De este modo, es posible calcular el valor de la depreciación del suelo a partir de la siguiente ecuación:

$$VDS = (R \cdot p_R - C \cdot p_C) / i$$

donde R son los ingresos originales producidos por el suelo, p_R es la pérdida porcentual en los ingresos por efecto de la erosión, C son los costos de operación, p_C es el cambio en los costos de operación, e i es la tasa de interés.

Estimación de la erosión en términos físicos

En el estudio de Repetto, se combina la información de tres tipos de mapas para determinar posibles combinaciones de tipos de suelo y declive, erosión, y uso del suelo. La información requerida para cada mapa contiene: (1) estimaciones basadas en modelos y mapas de los tipos de suelo y sus declives, la erosión por lluvias y el uso del suelo. A partir de este análisis logra determinar distintas clases de suelo de acuerdo al tipo de tierra y declives; (2) información sobre estimaciones de tasas de erosión por hectárea basados en el mapa forestal de Indonesia; y (3) estimaciones relativas al uso de la tierra.

Sin embargo, para el cálculo de la erosión real, se procedió a recopilar información de varios proyectos desarrollados recientemente en Java. Además, Repetto supone que la tasa de erosión natural es similar a la producida en la cubierta forestal para efectos de calcular la erosión producida por el hombre.

Estimación de los costos económicos de la erosión

Para estimar este ítem, se debe distinguir tipos de cultivo desarrollados en el área de estudio, procediendo posteriormente a estimar relaciones de producción erosión para los distintos tipos de suelo y grupos de cultivos. No obstante, es necesario considerar el hecho que las rentas del suelo disminuyen

¹⁵ Esto aún tomando en cuenta el hecho que el estudio de Repetto et al. (1991) es más antiguo que el trabajo de Hartwick (1993).

nuyen mientras disminuye la producción de cultivos, pero los costos no, dado que a causa de la erosión algunos agricultores aumentan sus gastos en fertilizantes con el objeto de compensar su pérdida en productividad, disminuyendo el ingreso agrícola neto. De este modo, se requiere obtener un presupuesto de gastos agrícolas promedios para obtener estimaciones de los Ingresos agrícolas netos. Aplicando esta información a la ecuación anteriormente descrita, es posible obtener el valor capitalizado del flujo infinito de pérdidas en la productividad asociadas a la erosión del suelo. Para lograr obtener estimaciones para un período más amplio de años, puede seguirse el método de doble indexación utilizado por Repetto. Por un lado, las tasas de erosión fueron indexadas de acuerdo al área cultivada. Posteriormente, los costos de determinadas tasa de erosión fueron indexados de acuerdo al precio de los cultivos de secano bajo el supuesto de que: (1) los patrones de prácticas de cultivo cambian poco y (2) el ingreso agrícola se mantenía en proporción constante con las rentas agrícolas.

En resumen, la cuantificación de la pérdida de productividad precisa de una base de datos que considere: información sobre la pérdida física del suelo, relaciones entre la pérdida del suelos y la productividad de los cultivos en cada tipo de suelo, e información sobre la economía de los cultivos (uso de insumos, volumen de cosechas, etc.).

b) El método de costo de reposición del suelo

Según el modelo desarrollado por Hartwick (1993), si los propietarios de tierras forestadas voluntariamente la limpian para el uso en la actividad agrícola, es posible obtener una nueva medida del PNN, que incorpore el cambio de uso del suelo y su degradación producto de la presión que ejerce sobre él la actividad agrícola.

El modelo define inicialmente una variable de estado $A(t)$ que representa un índice de eficiencia, productividad o fertilidad para el suelo agrícola. En el modelo, la degradación del suelo es consecuencia del aumento de la producción de cultivos que presiona sobre la sustentabilidad del recurso. Del mismo modo, se puede considerar la existencia de mejoras en la calidad del suelo si éste es mantenido en Barbecho con lo que $A = bA^{16}$, o mejoras que ocurren cuando la tierra es fertilizada con una cantidad «Y» de fertilizante, a un costo positivo. Luego, el cambio neto en el índice de fertilidad es:

$$\dot{A} = -\phi F(K, N, AL) + bA + \beta(Y)^{17}$$

donde ϕ es el deterioro de la calidad de la tierra por unidad de trigo producida, b es la tasa de mejora de la calidad natural producido a través de renovación biológica, y $B(Y)$ es igual a la mejora en calidad dada por la cantidad de fertilizante Y . Se asume que el costo del fertilizante está expresado en términos reales. Nos interesa estudiar el proceso dinámico de degradación del suelo, por lo cual no se considerará la limpieza de la masa boscosa para su utilización en agricultura como Hartwick considera en su estudio. Se supone un consumo de fertilizantes que reporta un costo real de $h(Y)$, y equilibrio en el mercado del trabajo. La función de utilidad en cada período del tiempo es $U(C)$. El Hamiltoniano es:

$$H(t) = U(C) + \lambda(t)[F(K, N, AL) - C - h(Y)] + \eta(t)[bA + \beta(Y) - \phi F(K, N, AL)]$$

A partir de las condiciones de primer orden es posible determinar el valor real del PNN como

$$H(t)/U_c = C + K + (h_y/\beta_y) A$$

Es posible apreciar que el PNN presenta un nuevo débito $[h_y/\beta_y] A$, en el cual h_y es el costo marginal de fertilizar Y , y h_y/β_y puede ser interpretado como $dh/d\beta$ o el costo marginal real de mejorar la calidad del suelo. Multiplicando la expresión anterior por A , nos da una medida del valor directo del deterioro de la calidad del suelo medidos en términos reales. En términos prácticos, una aplicación que sigue la lógica

¹⁶ Hartwick supone ganancias exponenciales en fertilidad por este hecho.

¹⁷ K es capital, N es cantidad de trabajo, y L es la cantidad de suelo utilizada.

de este método fue realizada por Repetto et al. (1989) para Costa Rica.

Según Repetto et al., cuando ocurre el daño por erosión, la pérdida de volúmenes físicos de suelo puede variar en severidad, afectando desde algunos milímetros hasta algunos centímetros. Esto provoca una disipación de valiosos contenidos de nutrimentos en el suelo (nitrógeno, fósforo, y potasio). La recomposición del suelo, por lo tanto, necesita la adición de los nutrimentos perdidos fertilizando. De este modo, la erosión puede ser valorada económicamente, como el valor de los fertilizantes comerciales aplicados al suelo con tal de recuperar los elementos básicos perdidos a causa de la erosión:

$$VDS = (CN_{tot} - CN_{tol}) \cdot (f_a) \cdot (P_f + C_f)$$

donde CN_{tot} es la cantidad total de nutrimentos perdidos; CN_{tol} es la cantidad tolerable de pérdida de nutrimentos; f_a es el factor de aprovechamiento de fertilizantes; P_f es el precio de los fertilizantes, y C_f es el costo de aplicación de una unidad de fertilizante.

Inicialmente es necesario tener estimaciones de las pérdidas físicas de los distintos tipos de suelo, las cuales pueden ser determinados a partir de modelos que tomen en cuenta distintas variables del suelo, y determinen la pérdida del suelo en toneladas por ha al año. Por otro lado, para estimar la erosión tolerable, se debe determinar la práctica de manejo que se necesitaría emplear para hacer sostenible cada tipo de suelo. En el caso de Costa Rica, la estimación de la erosión en general se realizó computando un modelo paramétrico conocido como la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE). Finalmente, se requiere calcular la merma de nutrimentos por

tonelada de suelo perdido, basándose en estudios anteriores. Es necesario considerar ciertos inconvenientes de las metodologías, a fin de hacer consideraciones de simplificación para utilizar el modelo.

En primer lugar, debe tomarse en cuenta el hecho que el contenido de nutrimentos es mayor en los horizontes superiores del suelo que en los inferiores, por lo que no hay una forma precisa de conocer que parte del horizonte se está perdiendo. Se requiere por lo tanto suponer que todos los centímetros de profundidad son homogéneos en términos de nutrimentos.

En segundo lugar, existe un punto umbral de pérdida de profundidad, a partir del cual se pierde definitivamente la capacidad productiva del suelo para una gran parte de los cultivos. Luego, si no se conoce cuanto de la capacidad productiva se ha perdido antes, no es posible conocer el período en el cual se pierde totalmente el suelo productivo.

Finalmente, el suelo tiene una capacidad de recuperación, de modo que existe un nivel de erosión y pérdida de profundidad que es tolerable, el que debe ser estimado. Además, es necesario considerar que al utilizar el costo de reponer la pérdida de nutrimentos, el cálculo de la depreciación del suelo no resulta un criterio preciso, subestimando la depreciación real para cultivos muy rentables, y sobrestimando la misma para cultivos poco rentables. En el caso del método de valoración de la pérdida de nutrimentos, se requieren cálculos de cantidad de nutrimentos por tonelada de suelo perdido. Es preferible en todo caso tratar de tener relaciones de productividad-erosión, ya que el modelo de depreciación por pérdida de productividad posee un mayor sustento económico.

Avaliação de impactos ambientais de projetos de desenvolvimento tecnológico agropecuário

por Geraldo Stachetti Rodrigues *

INTRODUÇÃO

A Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) é um procedimento desenvolvido com o intuito de permitir a análise e a previsão dos efeitos ambientais potenciais de projetos, planos e políticas de desenvolvimento que impliquem em alteração da qualidade ambiental. Com sua aplicação ao longo dos anos, esse instrumento evoluiu para permitir a seleção de alternativas mais adequadas às proposições em avaliação, tornando-se um sistema de grande valia para o planejamento e a tomada de decisão em relação ao desenvolvimento sustentável.

Dentre as possibilidades de aplicação da AIA encontra-se a avaliação de tecnologias, suas potencialidades e possíveis implicações, positivas ou negativas, para a conservação da qualidade ambiental e dos recursos naturais. O presente documento tem o objetivo de motivar o pesquisador envolvido no desenvolvimento de tecnologias agropecuárias a empregar procedimentos de AIA como uma ferramenta para a análise de cada fase de seus projetos de pesquisa. As vantagens de uma tal iniciativa envolvem desde a possibilidade de adequar as premissas e o enfoque da proposição de pesquisa, e a predisposição a uma atitude proativa em termos da melhoria das considerações de importância ecológica no processo de geração tecnológica, até o oferecimento de argumentos favoráveis ao projeto, quando após a avaliação diagnosticar-se a perspectiva de ganhos potenciais em relação às questões ambientais, além da própria

possibilidade de se desenvolverem tecnologias mais adequadas em relação a qualidade ambiental.

EMERGÊNCIA DAS QUESTÕES AMBIENTAIS NA AGENDA SOCIAL

Muito além de ser uma preocupação característica de sociedades afluentes que se permitem o luxo de almejar por um ambiente limpo e agradável, a emergência da questão ambiental na agenda social é consequência da extensão em que a humanidade hoje se apropria dos recursos naturais e que se situa muito além das capacidades regenerativas da natureza. O impacto ambiental presente alcança todos os compartimentos ecológicos, modificando fluxos e processos naturais em tal grau que a mudança é dita global. Na atualidade, até 40 por cento da produtividade líquida terrestre é usada diretamente, ou utilizada indiretamente, ou destruída por força das atividades humanas (Vitousek *et al.*, 1986). Tal apropriação de recursos por uma única espécie (e suas espécies satélites) provavelmente nunca ocorreu na Terra. A ausência de uma experiência prévia que permita avaliar as possíveis consequências desse fenômeno indica que devemos exercitar o "princípio da precaução"- a consideração preventiva e preferencialmente conservadora dos possíveis efeitos da atividade humana sobre o ambiente global e sobre os destinos da própria espécie. Presentemente, o paradigma da sustentabilidade vem reforçar a necessidade de assumirmos uma postura guiada pelo princípio da precaução.

IMPORTÂNCIA DA AVALIAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

Em um primeiro momento, a avaliação ambiental buscava tão somente minimizar impactos, definidos como "qualquer alteração das propriedades físicas, químicas, ou biológicas do ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das

* Ecólogo, PhD, CNPMA/EMBRAPA, Jaguariúna, SP, Brasil.

atividades humanas que, direta ou indiretamente afetem: 1. A saúde, segurança e bem estar da população. 2. As atividades sociais ou econômicas. 3. A biota. 4. As condições estéticas e sanitárias do ambiente. 5. A qualidade dos recursos naturais (Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo., 1992). Restrita a esse objetivo a Avaliação de Impacto Ambiental tornou-se um dos instrumentos de planejamento de maior sucesso, sendo nos últimos vinte anos formalmente incorporada aos processos decisórios de mais de cem países (Sadler, 1996). A questão que resta é se AIA permanecerá relevante e se continuará eficaz como instrumento de política e tomada de decisão em questões ambientais frente à magnitude das demandas atuais, em um quadro de mudanças globais.

Mais importante, mesmo sob tal quadro que aumenta as incertezas sobre o futuro, incorpora-se na agenda do desenvolvimento a necessidade de que este seja sustentável, sem fronteira de tempo ou com períodos de alcance muito longos, de ao menos uma geração.

A introdução do critério da sustentabilidade nas AIAs resulta em complexos problemas metodológicos e de orientação político/conceitual, pois depende não só de definições dos limites para o uso sustentável de recursos e da capacidade regenerativa dos ecossistemas, mas também do embate entre objetivos de conservação ambiental e de aumento de renda e atividade econômica, da repartição da produção e da riqueza, das diferentes perspectivas de diversos agentes sociais (van Pelt, 1994). Harmonizar esses embates na busca de alternativas que promovam o desenvolvimento sustentável é o objetivo maior das AIAs, e faz parte do mandato da EMBRAPA, expresso explicitamente no Programa Qualidade Ambiental (EMBRAPA, 1995).

Três critérios resumem a orientação requerida em AIAs para satisfação do quesito sustentabilidade, em especial na avaliação de projetos de desenvolvimento ou adaptação tecnológica, quais sejam, *eficiência* (traduzida como competitividade e qualidade), *equidade*, e *adequação ecológica* (Flores *et al.*, 1991; van Pelt, 1993). Assim enunciados, esses critérios emprestam uma aparente objetividade ao processo de AIA, mas a complexidade de cada critério, que envolve inúmeros aspectos, variáveis de acordo com características específicas de cada área ou situação em estudo, faz da AIA uma atividade tipicamente interdisciplinar, onde é essencial juntar o conheci-

mento e a perícia de agentes locais, e a participação de todos os envolvidos, proponentes, operadores e receptores dos projetos ou atividades em avaliação.

Isso implica que a dimensão social da AIA necessita de atenção especial, com aspectos fundamentais a serem enfatizados. Cinco áreas requerem atenção especial: 1. A capacidade organizacional do grupo receptor do projeto ou tecnologia. 2. O nível de ilustração do grupo. 3. As relações sociais e de poder. 4. O desenvolvimento humano e demográfico na área de intervenção. 5. O padrão de saúde (Fernandes, 1990). Fica claro que características dos grupos recipientes podem determinar o sucesso ou fracasso de projetos, e em especial de alterações tecnológicas que, quando inadequadas ou inadequadamente impostas, podem reduzir, ao invés de melhorar, a capacidade de produzir (Dumanski *et al.*, 1990). Na maioria das vezes os fracassos derivados de restrições de ordem social (relativos aos cinco pontos citados) resultam de uma ênfase comum na análise dessas variáveis, enquanto pouca importância é depositada na efetiva participação dos agentes envolvidos nas decisões relativas a projetos de desenvolvimento ou inovação tecnológica (Crittenden *et al.*, 1988). O sucesso do desenvolvimento normalmente se erige do envolvimento, autonomia, e exercício de poder das pessoas ("people's empowerment and self-reliance") (Tacconi & Tisdell, 1992).

A maior dificuldade para incorporação da Avaliação Social de Projetos em AIAs é a "brecha teórica" entre os dois lados da equação - avaliação social e avaliação ambiental têm fundamentos teóricos muito diversos. Em especial, para uma consideração adequada de aspectos ambientais em avaliações sociais, há que se *valorar o ambiente*, enquanto provedor de três serviços com claro valor econômico mas de difícil mensuração: 1. Fonte de recursos; 2. Assimilador de resíduos; e 3. Sistema de suporte à vida (Azqueta, 1992).

Alternativamente, e com o intuito de prescindir da necessidade de atribuir um valor econômico ao ambiente (dada a dificuldade de "monetizar" os bens e serviços da natureza [Barbier, 1988; Green *et al.*, 1990]) pode-se "virar a moeda" de maneira que esses serviços ambientais, antes definidos de forma eminentemente utilitarista, apareçam como *funções inerentes* do ambiente que abriga o homem. Essas funções, ainda definidas de forma antropocêntrica, são:

Serviços obtidos dos ecossistemas pela humanidade

- **Funções de regulação** - prover suporte às atividades econômicas e bem estar dos homens através de: *proteção contra influências cósmicas danosas; regulação do clima; proteção de bacias hidrográficas e acumulação de água; prevenção da erosão e proteção de solos; estoque e reciclagem de resíduos industriais e humanos, de nutrientes minerais e matéria orgânica; manutenção da diversidade biológica e genética; controle biológico; fornecimento de habitat para procriação, alimentação e desenvolvimento da biota.*
- **Funções de produção** - prover recursos básicos, tais como: *oxigênio, água potável e nutrição; água para indústria, agricultura, residências; materiais para construção e manufatura; energia e combustíveis; minerais; recursos medicinais e bioquímicos; recursos genéticos; recursos ornamentais.*
- **Funções de suporte**: prover espaço e substrato adequado para: *habitação, agricultura, florestamentos, pesca, aquacultura; indústria; projetos de engenharia como represas e estradas; recreação, conservação da natureza.*
- **Funções de informação**: prover benefícios estéticos, culturais e científicos através de: *informação estética, espiritual e religiosa; inspiração cultural e artística; informação educacional e científica; informação potencial.*

(Barbier et al., 1994)

Uma vez definidos como serviços inerentes dos ecossistemas, a conservação da capacidade do ambiente em prestar esses serviços será satisfeita quando for mantido constante o estoque de capital natural, de forma que manejo para a sustentabilidade corresponde ao manejo da resiliência dos ecossis-

temas, da sua capacidade de absorver estresses sem degradação significativa de sua estrutura e função (Barbier et al., 1990). A satisfação desse pré-requisito da sustentabilidade envolve uma série de princípios (Sadler, 1996):

Princípios para AIA para a sustentabilidade

- **Princípio da precaução**: eventuais erros no manejo devem favorecer conservação (antes que qualquer risco de degradação) como uma condição limite para evitar alterações irreversíveis ou altamente danosas.
- **Antecipação e prevenção**: é uma atitude muito mais factível, barata e menos arriscada que reação e cura.
- **Obediência às restrições das fontes e sumidouros**: uso/extração de recursos em acordo com a capacidade regenerativa; liberação de resíduos/poluentes em acordo com a capacidade assimiladora dos ecossistemas.
- **Manutenção do capital natural nos níveis atuais ou próximo destes**: nenhuma perda agregada/líquida ou depauperação dos estoques de recursos ou diversidade ecológica.
- **Tanto quanto possível minimizar conversão de uso do solo de menos para mais intensivo.**
- **Princípio do débito do poluidor**: custos totais de danos ambientais devem ser assumidos pelos usuários, p. ex., indústria e consumidores.

Para o atendimento dessa gama de princípios a AIA deve ser um processo contínuo, iniciado desde a concepção dos programas, projetos, e planos de desenvolvimento. Em se considerando o caso do desenvolvimento tecnológico agropecuário, a satisfação dos princípios e considerações acima será mais fácil se a AIA se aplicar à própria concepção da tecnologia, ou a partir da percepção da possibilidade de estender o alcance de uma tecnologia a novos processos, sistemas, ou áreas. Para tanto, a avaliação *ex-ante* é proposta como procedimento padrão, e será enfatizada nesse documento.

AIA DE TECNOLOGIAS AGROPECUÁRIAS

Dadas todas as dificuldades inerentes à implementação de projetos de desenvolvimento, há os que argumentam ser irresponsável desviar recursos normalmente escassos para avaliações de impactos ambientais ("que podem mesmo levar anos para se manifestarem"), antes de garantir que aspectos mais essenciais para o sucesso do projeto sejam cumpridos (como se o oferecimento de meios e materiais e o programa de obras, p. ex., seguem o cronograma; ou se as metas são atingidas conforme planejado) (Lai, 1988).

Ademais, e em especial com relação a projetos de desenvolvimento rural, há forças estranhas ao projeto

em si mas que influenciam profundamente sua implementação. Muitas sociedades rurais não são entidades homogêneas das quais se pode depreender sinais corretos que guiem as tomadas de decisão. Em maior ou menor extensão, as sociedades rurais são sujeitas a exploração, com práticas desiguais de distribuição e troca entre grupos diferenciados (proprietários ricos e trabalhadores sem terra, p. ex.) e exibem alto grau de dependência daqueles menos favorecidos para com as elites (Lai, 1988). Isso implica que planos adequados de manejo ambiental, conforme formulados a partir de AIAs, dependerão de determinação política, pois normalmente afetam a autoridade de grupos sociais e agências estabelecidas. Antes de indicar que AIA seja inviável nessas situações, essas dificuldades pesam em favor da demanda por sensibilizar os agentes para a atribuição de importância a matérias ambientais e à necessidade de avaliá-las (Warford, 1987).

No caso específico da pesquisa agropecuária e da geração de tecnologias agropecuárias, é possível exercitar de forma mais plena e vantajosa o princípio da precaução, avaliando preventivamente os passos iniciais do próprio processo de desenvolvimento e adaptação tecnológica, evitando-se vultosos programas de monitoramento ou modificação tecnológica.

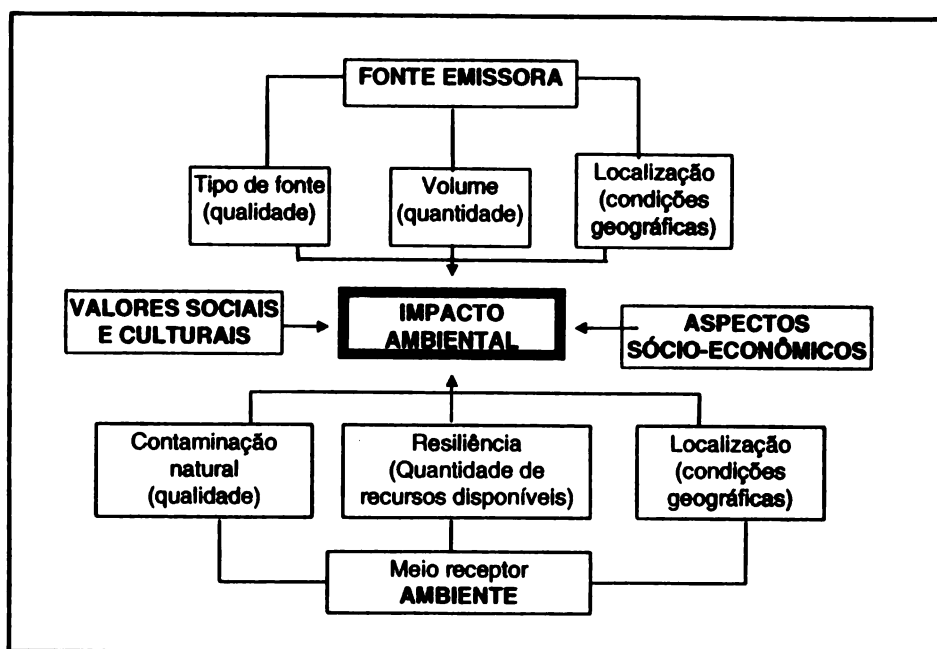
A execução de uma AIA envolve cinco estágios:

Estágios de uma AIA

1. Identificação de relações de causa-e-efeito.
2. Predição ou estimativa de efeitos e magnitude dos indicadores de impacto.
3. Interpretação dos efeitos ambientais.
4. Identificação de medidas de monitoramento e mitigação de impactos.
5. Comunicação das informações sobre impactos ao público e tomadores de decisão.

(Bisset, 1987)

Figura 1.
Modelo analítico simplificado
de uma Avaliação de
Impacto Ambiental (AIA)
(Bolea, 1980).



Operacionalmente, há que se considerar a interação entre a fonte de impacto e o meio receptor, bem como os atores intervenientes. Um modelo analítico simplificado é apresentado na Figura 1.

Esse esquema simplificado é válido também para AIA de projetos de desenvolvimento tecnológico, uma vez que o emprego de uma tecnologia influenciará o comportamento da fonte emissora e dos agentes envolvidos. Avaliações de tecnologias, contudo, estão um passo adiante das AIAs. Isso se deve a que AIA de tecnologias lida, inicialmente, com a avaliação de efeitos, consequências, e riscos de uma tecnologia, mas procede buscando a previsão do surgimento de oportunidades e da criação de demanda futura por capacitação, fornecendo subsídios para o planejamento estratégico da atividade. Isso é especialmente verdadeiro quando o processo de AIA da tecnologia se desenvolve de forma proativa. Há quatro escolas de AIA de tecnologia (Porter, 1995):

1. **Regulamentária:** o desenvolvimento tecnológico é determinístico, e o Estado estabelece os limites para uso da tecnologia. A AIA serve ao Estado para exercer controle, de forma reativa, sobre os impactos.
2. **Promocional:** novamente o curso do desenvolvimento tecnológico é guiado pelo

mercado (determinista), mas AIA de tecnologia auxilia na formulação de políticas que promovam a inovação no interesse da competitividade e desenvolvimento.

3. **Construtiva:** Desenvolvimento tecnológico é uma resposta a prioridades políticas e sociais e o Estado deve intervir proativamente incentivando o processo de mudança tecnológica. AIA é usada para esclarecer os interesses entre produtores e usuários da tecnologia.
4. **Experimental/Participativa:** essa extensão da aproximação construtiva requer intervenção ativa, um largo espectro de agentes participando no teste de alternativas e na avaliação das demandas e adequação das inovações.

Essas duas últimas escolas oferecem um enfoque estratégico, que mira o futuro, permitindo aos agentes sociais a expressão de suas percepções, bem como a própria participação na criação da demanda pelas inovações e na busca de capacitação para alcançar, em toda sua extensão, as vantagens do desenvolvimento tecnológico. AIA da tecnologia para a escola experimental/participativa serve de auxílio à tomada de decisão, provendo "munição" aos agentes interessados para dar suporte a suas posições (de investimento, capacitação, desenvolvimento, ou mesmo de pesquisa).

O critério da sustentabilidade também lança para o futuro o horizonte das AIAs de tecnologias, e importa o desafio de se endereçar o ciclo de vida da tecnologia. "A montante disso significa que devemos considerar (idealmente, categorizar e medir) os recursos requeridos para o desenvolvimento tecnológico (p. ex., matérias primas, habitat afetado). A jusante, isso significa que devemos considerar (idealmente categorizar e medir) os resíduos." (Porter, 1995).

Várias conseqüências emergem da AIA de tecnologias: 1. O projeto pode ser modificado; 2. A tecnologia passa a estar sob escrutínio contínuo; 3. Estimulam-se a pesquisa e o desenvolvimento; 4. Estabelecem-se controles; 5. Amplia-se o alcance da tecnologia a novas áreas e processos; 6. Evidencia-se a necessidade de promulgação de novas leis; 7. A tecnologia pode ser bloqueada ou banida (Coates, 1971). Para além dessas possibilidades, talvez a mais importante conseqüência da simples predisposição à realização de AIAs de tecnologias tende a levar o próprio pesquisador a já buscar premissas ecologicamente apropriadas, sendo que a AIA funciona, então, como um guia ecológico na própria concepção dos projetos.

Mesmo trazendo essas vantagens potenciais, AIAs normalmente ocorrem somente por força de exigência formal ou legal, o que é verdade mesmo para os países mais avançados (Verheem, 1992;

Wood, 1992). Já para AIAs realizadas *ex-ante*, contudo, há boas possibilidades de uma radical mudança de postura nesse sentido. Isso pode ser verdade porque entre 2 e 5 por cento do custo base da maioria dos projetos é direcionado para avaliação e monitoramento, mas geralmente não há uma clara retroalimentação para planejamento e tomada de decisão - muitas vezes esse investimento se dá tão somente para satisfazer requerimentos contratuais (Maddock, 1993).

Já quando o pesquisador se interessa por avaliar sua tecnologia *ex-ante*, os custos são muito menores (se não insignificantes) e a decisão por alterar leve ou completamente o rumo do desenvolvimento tecnológico pode ser tomada sem atingir muito profundamente interesses alheios ou não ao projeto. Em essência, o que se necessita não é mais teoria ou método, mas a aplicação do existente a problemas concretos. Não há que se preocupar em fornecer números precisos a partir de AIAs, mas indicar tendências e magnitudes. Bom senso, exercitado da maneira sistemática provida pelos métodos disponíveis de AIA, é hoje o melhor aporte para tomadas de decisão relativas ao manejo ambiental das inovações tecnológicas (Lutz & Munasinghe, 1994).

Isso posto, é possível sugerir que a AIA de tecnologias desenvolvidas pela pesquisa agropecuária deva assumir a seguinte postura:

Postura do Executor de AIAs de Tecnologias Geradas pela Pesquisa Agropecuária

- **Focalizar na execução:** isso envolve aproveitar a informação e o conhecimento prático ("hands-on") de administradores, executores e outros peritos.
- **Aprender fazendo:** experiência operacional e exemplos de casos fornecem a base primária para a prática da avaliação, padronizando a performance e identificando melhorias e avanços em processos e procedimentos.
- **Reconhecer que o sucesso é relativo:** uma perspectiva crítica e voltada à demanda sobre a efetividade dos trabalhos é necessária, pois vários atores são envolvidos e influenciam a condução da AIA, e a extensão na qual se atingem as metas.
- **Explorar a "arte do possível":** os benefícios da pesquisa em AIA se depositam na resolução de problemas, antes que em sua procura (ou na busca de falhas ou danos). Deve-se contrastar o que *vem sendo* feito com o que *pode ser* feito para adaptar a prática de AIA a novas demandas e realidades.
- **Crescer com a realização:** tanto quanto possível, desenvolvimento de processos e inovações devem ser fundados em componentes tentados e testados.

Esse código de postura sugerido ao realizador de AIAs implica que é possível, e mesmo recomendável, que cada pesquisador procure formar um procedimento geral, proativo e cooperativo, para avaliar o impacto de suas proposições de pesquisa para desenvolvimento e adaptação tecnológica. De uma variedade de métodos bem estabelecidos pode-se construir procedimentos padronizados que, uma vez tentados, testados, e ajustados, em muito podem auxiliar o pesquisador, não só a antever possíveis problemas que possam advir da aplicação da tecnologia a ser desenvolvida, mas também a selecionar alternativas ou mesmo argumentar favoravelmente por sua proposição de desenvolvimento quando a avaliação indicar a possibilidade de se obterem ganhos palpáveis na esfera ambiental, pela implementação da tecnologia avaliada.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL ESTRATÉGICA - O PASSO À FRENTE PARA AIA

Avaliação ambiental estratégica (AAE) não se caracteriza simplesmente pela prematuridade de início do procedimento em relação aos planos e projetos, mas também por confrontar sempre as ações de desenvolvimento propostas para análise com políticas e planos macroeconômicos estabele-

cidos para a região em apreço. Na verdade, provisões para AAE estão presentemente incluídas em todas as agências importantes de fomento a programas de desenvolvimento do mundo (Lee & Walsh, 1992). Propõe-se que AAE seja uma atividade serial à AIA, ou seja, que ambos os procedimentos sejam consecutivamente aplicados no sentido de averiguar a adequação do plano junto às políticas setoriais, e sua perspectiva de sucesso e qualidade ambiental e social após implantação.

Metodologicamente falando os dois procedimentos apresentam a mesma moldura, sendo que AAE procura circundar os problemas típicos das AIAs, por iniciar as avaliações desde o momento da escolha da própria forma de desenvolvimento que se intenta para uma área, considerando a seleção de corrente tecnológica, e portanto levando em conta necessariamente a capacidade de manejo e o conhecimento e experiência da população local. Por aplicar-se antes da efetiva ocorrência de impactos ambientais, AAE normalmente baseia-se em julgamentos subjetivos e emprega dados existentes ou secundários nas avaliações (Haque, 1991). Disso depreende-se que o objetivo primário pode ser definir, de maneira flexível com base no melhor julgamento, formas de manejo auto corretivas, sempre seguindo-se o princípio da precaução. (Quadro 1)

Quadro 1. Bases para julgamento ambiental estratégico.

Impactos não negociáveis	Impactos negociáveis
Ecológicos:	
• Degradação de sistemas essenciais de suporte à vida. • Abalo à integridade ecológica. • Perda de biodiversidade. • Destruição do estado de conservação.	• Ausência de degradação além da capacidade de suporte. • Ausência de degradação de sistemas produtivos. • Uso racional de recursos naturais.
Sociais	
• Perda de vida humana. • Redução excessiva na segurança e saúde pública. • Degradação excessiva da qualidade de vida.	• Partição razoável de custos e benefícios. • Partição razoável de equidade inter-gerações. • Compatibilidade com objetivos e políticas ambientais.

A AAE vem a ser então um complemento das avaliações de impactos, especialmente adequada para os estudos de projetos de desenvolvimento tecnológico.

CONCLUSÃO

Por força do acentuado grau de especialização para que o pesquisador de ciência e tecnologia possa desenvolver um trabalho de ponta em nossos dias, e devido ao caráter essencialmente generalista necessário para a abordagem da problemática ambiental de projetos e planos de desenvolvimento, preconiza-se que as equipes inter-disciplinares de pesquisa devam sempre se apoiar em métodos de AIA para a definição de seus projetos, desde a concepção até o acompanhamento dos resultados. Partindo-se de um código de postura direcionado para o desenvolvimento sustentável, e de um amplo arcabouço metodológico suficientemente diversificado para permitir a adaptação de formas de avaliação adequadas às mais variadas situações, oferece-se às equipes um embasamento teórico cujo objetivo principal é motivar a inserção dos procedimentos de AIA como atividade de rotina para os projetos de desenvolvimento tecnológico. Com a incorporação desses procedimentos, a pesquisa agropecuária poderá obter mais um ganho de qualidade, evitando impactos secundários anteriormente imprevisíveis, e adequando-se aos paradigmas de equidade social e qualidade ambiental perseguidos pela comunidade mundial.

ABSTRACT

This document intends to motivate researchers involved in the design and development of agricultural technologies to apply environmental impact assessment (EIA) procedures as an evaluation tool in all phases of their research projects. The expected outcomes of such an attitude refer to the possibility of ameliorating the very premises of the research in matters of the environment, predisposing the researcher to a pro-active approach for the consideration of ecologically pertinent issues in the technology development process. There is also consideration about the advantages of offering ecologically friendly arguments in favor of the research proposition itself - when appropriate - improving the

prospects for funding. The text explains the reasons for the current relevance deposited worldwide on environmental issues, the prominence of the EIA procedure for the onset of the sustainability paradigm, and the posture expected from researchers involved in EIAs. Finally, it is argued that when the EIA process begins concurrently with the conception of the technology itself, i.e., *ex-ante* to technology implementation, the likelihood of "harvesting negative secondary impacts" is lessened, lowering the risks and improving the productivity of research in agricultural technology development.

LITERATURA CITADA

- AZQUETA, D.. 1992. Social project appraisal and environmental impact assessment: a necessary but complicated theoretical bridge. *Development Policy Review*. v. 10, n. 3, p. 255-270,
- BARBIER, E. B.. 1988. Economic valuation of environmental impacts. *Project Appraisal*. v. 3, n. 3, p. 143-150,
- ; BURGESS, J. C.; FOLKE, C. 1994. *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity*. London: Earthscan Publications Ltd., 267 p.
- ; MARKANDYA, A.; PEARCE, D. W.; JOHANSSON, P. O. 1990. Sustainable agricultural development and project appraisal. *European Review of Agricultural Economics*. v. 17, n. 2, p. 181-196.
- BISSET, R. 1987. Methods for environmental impact assessment: a selective survey with case studies. In: Biswas, A.K.; Geping, Q., (Ed). *Environmental Impact Assessment for Developing Countries*. London: Tycooly International, p. 3-64.
- BOLEA, M. T. E. 1980. *Las Evaluaciones de Impacto Ambiental*. Madrid: Centro Internacional de Formación de Ciencias Ambientales (CIFCA), 100 p.
- COATES, J. F. 1971. Technology assessment: the benefits, the costs, the consequences. *The Futurist*. v. December, p. 225-231,
- CRITTENDEN, R.; LEA, D. A. M.; LAI, K. C. 1988. Project appraisal, aid and impact monitoring: a comment. *Journal of Agricultural Economics*. v. 39, n. 2, p. 277-282.
- DUMANSKI, J.; BENTLEY, C. F.; BRKLACICH, M. 1990. Guidelines for evaluating sustainability of land development projects. *Entwicklung + Landlicher Raum*.

v. 24, n. 3, p. 3-6.

EMBRAPA. 1995. Programa Qualidade Ambiental. Documento Orientador. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental - CNPMA. 11/28/1995.

FERNANDES, A. J. 1990. Introducing social evaluation for improved project performance: a suggested checklist approach. *Project Appraisal*. v. 5, n. 1, p. 11-18.

FLORES, M. X.; QUIRINO, T. R.; NASCIMENTO, J. C.; RODRIGUES, G. S.; BUSCHINELLI, C. 1991. Pesquisa para Agricultura Auto-Sustentável - perspectivas de política e organização na EMBRAPA. Brasília: EMBRAPA-SEA, v. 5, p. 28.

GREEN, C. H.; TUNSTALL, S. M.; N'JAI, A.; ROGERS, A. 1990. Economic evaluation of environmental goods. *Project Appraisal*. v. 5, n. 2, p. 70-82.

HAQUE, M. M. 1991. Sustainable development and environment: a challenge to technology choice decision-making. *Project Appraisal*. v. 6, n. 3, p. 149-157.

LAI, K. C. 1988. Project impact monitoring - a rejoinder. *Journal of Agricultural Economics*. v. 39, n. 2, p. 281-282.

LEE, N.; WALSH, F. 1992. Strategic environmental assessment: an overview. *Project Appraisal*. v. 7, n. 3, p. 126-136.

LUTZ, E.; MUNASINGHE, M. 1994. Integration of environmental concerns into economic analyses of projects and policies in an operational context. *Ecological Economics*. v. 10, n. 1, p. 37-46.

MADDOCK, N. 1993. Has project monitoring and evaluation worked? *Project Appraisal*. v. 8, n. 3, p. 188-192.

PORTER, A. L. 1995. Technology assessment. *Imp. Asses.* v. 13, p. 135-151.

SADLER, B., (Ed). 1996. Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve Performance. Canadian Environmental Assessment Agency and International Association for Impact

Assessment, 248 p.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. 1992. Estudo de Impacto Ambiental - EIA, Relatório de Impacto Ambiental - RIMA: Manual de Orientação. ISSN 0101-2623. Coordenadoria de Planejamento Ambiental. São Paulo. May. 39 p.

SIPPE, R. A. D. 1996. The Australian State Experience - Western Australia. In: de Boer, J.J.; Sadler, B., (Ed). Environmental Assessment of Policies: Briefing Papers on Experience in Selected Countries. Zoetermeer, The Netherlands: Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, p. 5-26.

TACCONI, L.; TISDELL, C. 1992. Rural development projects in LDCs: appraisal, participation and sustainability. *Public Administration and Development*. v. 12, p. 267-278.

van PELT, M. J. F. 1993. Ecologically sustainable development and project appraisal in developing countries. *Ecological Economics*. v. 7, n. 1, p. 19-42.

———. 1994. Sustainability-oriented appraisal of agricultural projects. *Journal of International Development*. v. 6, n. 1, p. 57-78.

VERHEEM, R. 1992. Environmental assessment at the strategic level in the Netherlands. *Project Appraisal*. v. 7, n. 3, p. 150-156.

VITOUSEK, P. M.; EHRLICH, P. R.; EHRLICH, A. H.; MATSON, P. A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*. v. 36, n. 6, p. 368-373.

WARFORD, J. 1987. Environment, growth and development. *Project Appraisal*. v. 2, n. 2, p. 75-87.

WOOD, C. 1992. Strategic environmental assessment in Australia and New Zealand. *Project Appraisal*. v. 7, n. 3, p. 143-149.

Environmental accounting: Emergy perspectives on sustainability

by M.T. Brown *

INTRODUCTION

Geologic processes, atmospheric systems, ecosystems, and societies are interconnected through a series of infinitely different and changing relationships...each receiving energy and materials from the other, returning same, and acting through feedback mechanisms to self-organize the whole in a grand interplay of space, time, emergy and information. Processes of energy transformation throughout the biosphere build order, degrade energy in the process, and cycle information in a network of hierarchically organized systems of ever increasing spatial and temporal scales.

Understanding the relationships between energy and the cycles of materials and information may provide better insight into the complex inter-relationships between biosphere and society. Society uses environmental energies directly and indirectly from both renewable energy fluxes and from storages of materials and energies that resulted from past biosphere production. These energies released by human dominated systems are now greater than the renewable energy inputs driving the biosphere. Clearly it is imperative that perspective be gained concerning the interplay of society and environment to help direct planning and policy for the next millennium.

✧ In this chapter, emergy (a scientific measure of value based on energy flows of the biosphere) is used to value flows of energy and materials, within the

biosphere, including systems of society, to better understand the co-action between the planet and living systems and provide prospectives on sustainability. When expressed in units of the same form of energy, systems of varying scales and organization can be compared and indices of sustainability can be calculated. Insight into the general behavior of systems may be gained through cross scale comparison.

Flows of energy maintain order

Systems of the biosphere are maintained by flows of energy that cycle materials and information. Without continual flows of input energy that build order, systems degrade away, falling into entropic disorder. It is through cycling that systems remain adaptive and vital. Materials or information sequestered in unreachable or unusable storages are of no value and often soon lose their importance or relevance. Cycling allows for the continuous convergence and divergence of energy, materials and information. Processes of convergence build order, adding structure, reassembling materials, upgrading energy and creating new information. Process of divergence disorder structure and disperse materials and information and allow concentrated energy to interact in amplifier actions with lower quality energies to maximize power flows.

The biosphere (Figure 1) is driven by the flux of renewable energies in sunlight, tidal momentum, and deep earth heat. Human society draws energy directly from the environment, from short term storages (from 10-1000 year turnover times) like wood, soils, and ground waters, and from long term storages of fossil fuels and minerals. These energies and materials cycle through society's economy powering productive processes and building physical structure and storages of information. Feed back pathways exist throughout as do pathways of recycle, each diverging in

* Department of Environmental Engineering Sciences,
A.P. Black Hall, University of Florida, Gainesville, FL
32611.

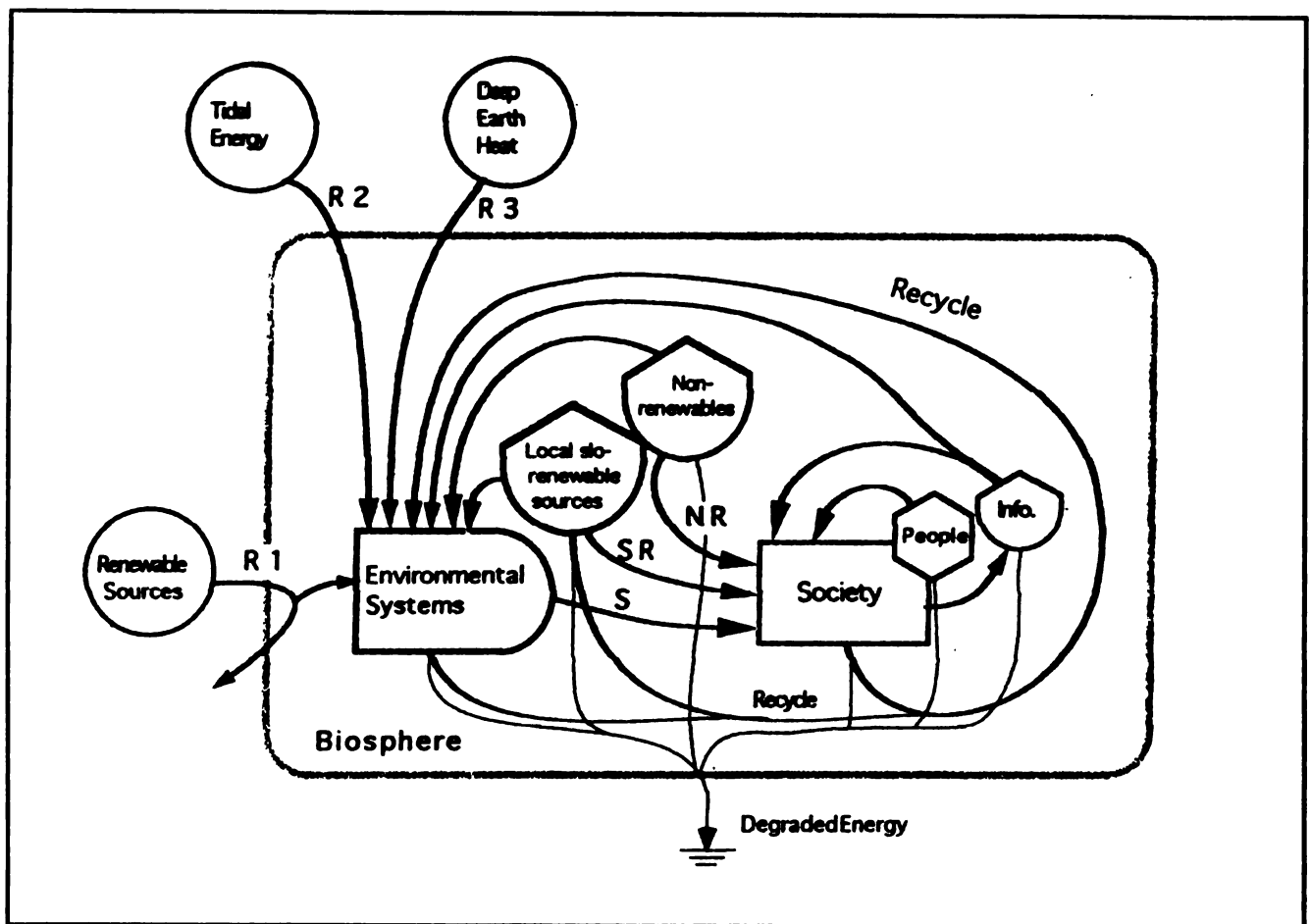


Figure 1. Systems diagram of the biosphere showing the inflow of renewable energies (R1, R2, and R3) environmental services (S), slow-renewable resource flows (SR), non-renewable resource flows (NR), the recycle of materials, and feedback of human energy and information. Info = information.

reinforcement actions that carry materials and information back to sites of production and transformation.

In most systems, a significant portion of inflowing energy is degraded, with smaller amounts transformed into higher quality energies. Materials, on the other hand are mostly transformed and upgraded, only to recycle after their use back through the environment.. Information is created and recreated with each cycle in systems, driven by sources of energy and facilitated by material structure. In each cycle through the process of convergence and divergence, information is validated for it is only through use that information is maintained.

Environmental services and natural capital

Human society draws materials, energies, and "services" from the environment. The materials and energies are easily understood to be things like wood, water, fruit, animals, and so forth. The services are things like waste assimilation, flood protection, or aesthetic qualities. In Figure 1, services are represented by the flow labeled S from the environmental systems to human society. Environmental goods are labeled SR and NR for Slowly Renewable and Non-Renewable, respectively. Renewability is a relative concept, since it depends on how quickly a material or energy is used compared to the speed at which it is generated. Wood, for

instance, can be a renewable resource, if the rate of harvesting is matched with the regeneration rate. Fossil fuels and most mineral resources on the other hand are not renewable, even though they are being constantly regenerated, because their rate of use is much faster than the regeneration rate.

There is confusion in the literature concerning what is an environmental service, an environmental good, natural capital, or human released energy. These terms mean different things to different disciplines. The systems diagram clarifies our meanings. Environmental services are represented by the flow labeled S. Environmental goods consumed by society are represented by the flow labeled SR, and non-renewable energy and materials are labeled NR. The distinction between human released energy and environmental goods is difficult to make, since all flows used by humans are released by humans. In this chapter we will refer to energies as renewable or non-renewable. Renewable energies to the biosphere are: sunlight (R_1), tidal energy (R_2), and deep earth heat (R_3). Renewable materials and energies used directly by society (renewable environmental goods) are those storages of materials and energies that are used at rates slower than their generation rate (SR). Non-renewable materials and energies used by society (non-renewable environmental goods) are storages that are used at rates faster than their regeneration (NR). Human released energies are all forms of energy and materials used by society (flows SR and NR) from storages of natural capital.

Natural capital is the storage of materials and energy from which environmental goods are drawn. In Figure 1, natural capital has been divided into two storages (C_1 and C_2). The first is the storage of plant biomass, soil organic matter, animals and water that is slowly renewable (C_1). the second is the storage of fossil fuels and minerals that are non-renewable (C_2). Some references in the literature have been made to the flow that is derived from C_1 as natural capital. We believe it important to maintain a difference between a storage as capital and a flow as a good or service.

ENERGY AND EMERGY

Energy has been defined as the ability to do work, based on the physical principle that work requires energy input. Energy is measured in units of heat, or molecular motion...the degree of motion resulting in

expansion and quantified in degrees of temperature. All energies can be converted to heat at 100% efficiency, thus it is relatively easy and accurate to express energies in their heat equivalents. The basic units of energy are the amount of heat required to raise a given amount of water a given number of degrees of temperature. Thus the calorie is the amount of heat required to raise cm^3 one degree Celsius. A joule is equal to 4.187 calories.

Heat equivalent energy is a good measure of the ability to raise water temperature. However, it is not a good measure of more complex work processes. Processes outside of the window defined by heat engine technology, do not use energies that lend themselves to thermodynamic heat transfers. As a result, converting all energies of the biosphere to their heat equivalents reduces all work process of the biosphere to heat engines. Human beings, then, become heat engines and the value of their services and information is nothing more than a few thousand calories per day. Obviously, not all energies are the same and methods of analysis need reflect this fact.

Different forms of energy have different abilities to do work, and it is necessary to account for these different abilities if energies are to be evaluated correctly. A joule of sunlight is not the same as a joule of fossil fuel, or a joule of food, unless it is being used to power a steam engine. A system organized to use concentrated energies like fossil fuels cannot process a more dilute energy form like sunlight, joule for joule. Evaluation of energy sources is system dependent. The processes of the biosphere are infinitely varied and are more than just thermodynamic heat engines. As a result, the use of heat measures of energy that can only recognize one aspect of energy, its ability to raise the temperature of things, cannot adequately quantify the work potential of energies used in more complex processes of the biosphere. As in thermodynamic systems where energies are converted to heat to express their relative values, in the larger biosphere system as a whole, energies should be converted to units that span this greater realm, accounting for multiple levels of system processes, ranging from the smallest scale to the largest scales of the biosphere, and accounting for processes other than heat engine technology.

Most valuation systems are based on utility, or what is received from an energy transformation

process. Thus fossil fuels are evaluated based on the heat that will be received when they are burned. Economic evaluation is based on the willingness to pay for perceived utility. An opposite view of value in the biosphere could be based on what is put into something rather than what is received. In other words, the more energy, time, and materials that are "invested" in something, the greater its value. This might be called a donor system of value, while heat evaluation, and economic valuation are receiver systems of value.

Emergy basis of value

A new method of valuation, called Emergy Evaluation uses the thermodynamic basis of all forms of energy and materials, but converts them into equivalents of one form of energy, usually sunlight (Odum, 1997). The word emergy is a contraction of embodied energy, and has been referred to as energy memory (Scienceman, 1987). Emergy is the amount of energy that is required to make something. It is the "memory of energy" that was degraded in a transformation process. The units of emergy are emjoules, to distinguish them from joules. Most often emergy of fuels, materials, services etc. is expressed in solar emjoules (abbreviated sej). Emergy then, is a measure of the work done to produce something expressed in units of the same energy form. The more work done to produce something, that is the more energy transformed, the higher the emergy value of that which is produced.

To derive solar emergy of a resource or commodity, it is necessary to trace back through all the resources and energy that are used to produce it and express each in the amount of solar energy that went into their production. This has been done for a wide variety of resources and commodities and the renewable energies driving the biogeochemical process of the earth. When expressed as a ratio of the total emergy used to the energy produced, a transformity results (dimensions are sej/J). As its name implies, the transformity can be used to "transform" a given energy into emergy, by multiplying the energy by the transformity. For convenience, in order not to have to calculate the emergy in resources and commodities every time a process is evaluated, previously calculated transformities are used.

Emergy and maximum empower

Emergy analysis is a technique of quantitative analysis which determines the values of non-monied and monied resources, services and commodities in common units of the solar energy it took to make them (called Solar Emergy). The technique is based on the principles of energetics (Lotka, 1925), system theory (von Bertalanffy, 1968) and systems ecology (Odum, 1983). One of its fundamental organizing principles is the maximum empower principle (Empower is emergy/time). Stated as simply as possible the maximum empower principle is as follows:

Maximum Empower Principle: Systems that will prevail in competition with others, develop the most useful work with inflowing emergy sources by reinforcing productive processes and overcoming limitations through system organization.

It is important that the term «useful» is used here. Useful work means using inflowing emergy in reinforcement actions that ensure and, if possible, increase inflowing emergy. Energy dissipation without useful contribution to increasing inflowing emergy is not reinforcing, and thus cannot compete with systems that use inflowing emergy in self-reinforcing ways. For example, drilling oil wells and then burning off the oil may use oil faster (in the short run) than refining and using it to run machines, but it will not compete, in the long run, with a system that uses oil to develop and run machines that increase drilling capacity and ultimately the rate at which oil can be supplied.

Emergy evaluation

Emergy evaluation is a method of energy analysis that accounts for the direct and indirect use of energy in producing a commodity, resource, fuel, or service, in energy of one form (usually solar emergy). The solar emergy in a resource, product, or service is the sum of the solar energies required to make it. Emergy includes both fossil fuel energies and environmental energies (like sunlight, rain, tides, etc.) that are necessary inputs to most processes of energy and material transformation. Emergy analysis differs from economic analysis because instead of using the dollar value of goods, services, and resources to determine value, a measure of resource quality is used.

Definitions

Energy: sometimes referred to as the ability to do work. Energy is a property of all things which can be turned into heat, and is measured in heat units (BTUs, calories, or joules)

Emergy: an expression of all the energy used in the work processes that generate a product or service, in units of one form of energy. Solar emergy of a product is the energy of the product expressed in the solar energy required to generate it. Sometimes its convenient to think of emergy as energy memory.

Emjoule: the unit of measure of emergy, or emergy joule. It is expressed in the units of energy previously used to generate the product; for instance the solar emergy of wood is expressed as joules of solar energy that were required to produce the wood. Solar emjoules is abbreviated «sej.»

Emdollar (or EMS): a measure of the money that circulates in an economy as the result of some process. In practice, to obtain the emdollar value of an emergy flow or storage, the emergy is multiplied by the ratio of total emergy to Gross National Product for the national economy.

Transformity: the ratio obtained by dividing the total emergy that was used in a process by the energy yielded by the process. Transformities have the dimensions of emergy/energy (sej/J). A transformity for a product is calculated by summing all of the emergy inflows to the process and dividing by the energy of the product. Transformities are used to convert energies of different forms to Emergy of the same form.

BALANCING HUMANITY AND NATURE

The biosphere is driven by renewable inputs of solar energy, tidal momentum, and deep heat each contributing to geologic, climatic, oceanic, and ecologic processes that are interconnected with flows of energy and materials and non-renewable energies contained in vast storages that are released by society (Figure 1, pág. 48). Within the last several hundred years, the total inputs of energy released by society to the biosphere from slowly renewable storages and non-renewable storages have grown to exceed the renewable ones. Table 1 lists the overall emergy

values of the flows of emergy driving the biosphere, including those released by society. The energies released by society power machines and productive process, creating structure and information that is fed back in autocatalytic pumping actions to increase power flows. Included in these flows are energies like wood and soils. Wood is sometimes considered a renewable energy input, however rates of cutting exceed the regrowth. The net loss of wood biomass is included in Table 1. Soil erosion has become a serious global problem. It is estimated that over 1/3 of all agricultural land is suffering erosional losses that threaten their productive capacity (Oldeman, 1994; Mannion, 1995). Eroded soil is included as a non-renewable energy "released" by society, since it is lost to agricultural production in the future.

Total emergy driving the biosphere in 1995 was 33.6 E24 sej, composed of 9.4 E24 sej from renewable inputs and 24.2 E24 from non-renewable sources. Of the total emergy inputs to the global "economy", 72% are from non-renewable sources, while 28% are renewable. By far, the flows of non-renewable fossil energies dominate the energies released by society, comprising nearly 87% of the total released by society. Figure 2 is a graph of the changes in total global emergy flows since 1950, showing the steady yearly flux of renewable energies, and the increases in non-renewables over the time period.

Emergy and the global economy

The global economy is driven by the interplay of both renewable and non-renewable energy flows. Money circulating in the world economy is driven by emergy flows and can be related to emergy to generate a ratio of money circulating to emergy by dividing the annual Gross World Product (GWP) by annual flux of emergy driving the world economy. GWP, measured in 1995 dollars, for the years 1950, 1975, and 1995 were 4.9, 15.4, and 26.9 trillion dollars respectively (Brown, et al. 1997). Total emergy driving the world economy in those same years was 14.9 E24, 25.4 E24, and 33.3 E24 solar emjoules respectively. Figure 3 is a graph of the ratio of emergy to GWP (in constant 1995 dollars) for the 45 years from 1950 to 1995.

Using constant 1995 dollars reduces the effect of global inflation, yet there is still a declining trend in the emergy dollar ratio in Figure 3. The trend results from

Table 1. Flux of renewable and non-renewable energies driving global processes (1995)

Note	Source	Energy Flux J/yr	Transformity sej/J	Solar Emery Flux (E24 sej/yr)	Emdollars (E12 Em\$)
Global Renewable Energies					
1	Solar insolation	3.93E+24	1	3.93	3.17
2	Deep earth heat	6.72E+20	6055	4.07	3.28
3	Tidal energy	8.52E+19	16842	1.43	1.16
	<i>Subtotal</i>			9.43	7.61
Society Released Energies (non-renewables)					
4	Oil	1.47E+20	5.40E+04	7.94	6.40
5	Natural gas	1.02E+20	5.40E+04	5.51	4.44
6	Coal	1.07E+20	5.40E+04	5.78	4.66
7	Nuclear energy	8.58E+18	2.00E+05	1.72	1.38
8	Wood	3.46E+15 g	0.25E+09 sej/g	0.87	0.70
9	Soils	1.11E+19	7.40E+04	0.82	0.66
10	Phosphate	137 E+12 g	3.9E+09 sej/g	0.53	0.43
11	Metals	992.9 E+12 g	1.0 E+09 sej/g	0.99	0.80
	<i>Subtotal</i>			24.15	19.48
	<i>TOTAL</i>			33.59	27.09

- 1 Sunlight Solar constant, 2 cal/cm²/min = 2 Langley /min; 70% absorbed (Von der Haar and Suomi, 1969)
Earth cross section facing the sun = 1.27 E14 m²
Energy Flux = (2 ly/min) (10Cal/2Ly)(1.278 E14 m²)(5.256 E5 min/yr)(4186 J/Cal)(0.7) = 3.93 E24 J/yr
- 2 Deep earth heat Heat released by crustal radioactivity = 1.98 E20 J/yr (Sclater et al., 1980)
Heat flowing up from the man = 4.74 E20 J/yr (Sclater et al., 1980)
Emery Flux = 6.72 E 20 J/yr
- 3 Tidal energy Energy received by the earth = 2.7 E9 ergs/sec (Munk and Macdonald, 1960)
Energy Flux = (2.7 E9 ergs/sec)(3.153 sec/yr) / (1 E7 ergs/J) = 8.515 E19 J/yr
- 4 Oil Total production = 3.3 E9 Mt oil equivalent (Brown et al., 1997)
Energy Flux = (3.3 E9 Mt oil eq.) x (4.45 E10 J/mt oil eq.) = 1.47 E20 J/yr oil equivalent
- 5 Natural gas Total production = 2.3 E9 Mt oil equivalent (Brown et al., 1997)
Energy Flux = (2.3 E9 Mt oil eq.) x (4.45 E10 J/mt oil eq.) = 1.02 E20 J/yr oil equivalent
- 6 Coal Total production = 2.4 E9 Mt oil equivalent (Brown et al., 1997)
Energy Flux = (2.4 E9 Mt oil eq.) x (4.45 E10 J/mt oil eq.) = 1.07 E20 J/yr oil equivalent
- 7 Nuclear energy Total capacity = 340 E9 watts (Brown et al., 1997)
(assume 80% load factor) = 0.8 x 340 E9w = 272 E9 w
Energy Flux = 272 E9 x 8.76 E3 hr/yr *860cal/wh *4.186 J/cal = 8.58 E18 J/yr elec. equivalent
- 8 Wood. Total roundwood production = 3.461 E9 Mt = 3.461 E15 g (Brown et al., 1997)
- 9 Soil erosion Total soil erosion = 4.92 E10Mt/yr = 4.92 E16 g/yr (1995, estimate)
(assume % organic matter), 5.4 Cal/g
Energy Flux = (4.92 E16g)(.01)(5.4 cal/g)(4186 J/Cal) = 1.11 E19 J/yr
- 10 phosphate Total global production = 137 E6 Mt/yr = 137 E12 g (1995, internet)
- 11 Metals Total global production of Al, Cu, Pb, Fe, Zn = 992.9 E6 Mt/yr = 992.9 E12 g/yr (1990) (World Resources, 1997)

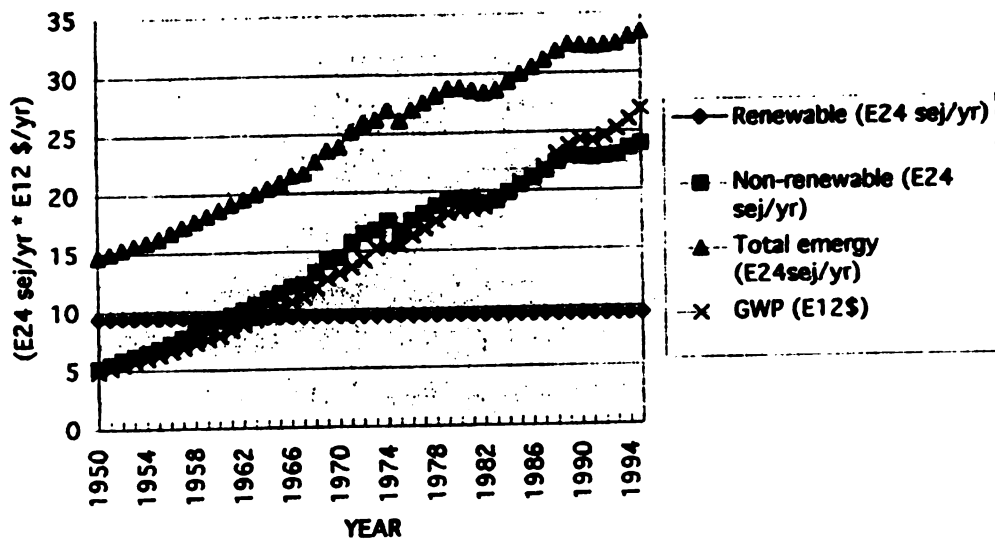


Figure 2. Energy flows and Gross World Product (GWP) for the period 1950-1995, showing the increase in non-renewable energy use and the constant renewable inflow.

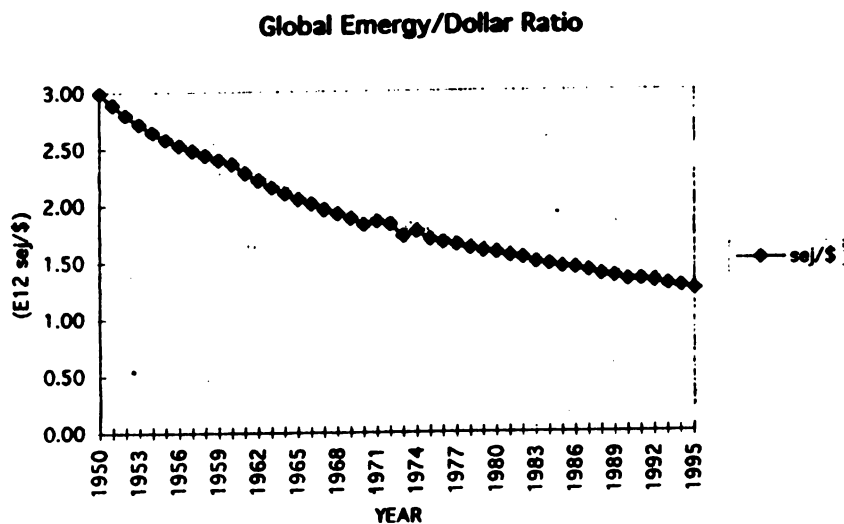


Figure 3. Global energy dollar ratio for the period 1950-1995, showing the decline in purchasing power of money, even though the GWP has been corrected for constant 1995 dollars.

increasing participation of humans and their economies in the emergy flows of the biosphere. The decline in the emergy dollar ratio is about 3% per year (equal to the growth of non-renewable inputs to the global economy) represents a loss of buying power, since with each passing year, the amount of emergy that flows for each dollar of GWP is less. It is suggested by some that this translates into an increase in efficiency, because fewer resources (measured in emergy) are used for each dollar of GWP. On the other hand it may mean that economic measures of inflation that are used to establish constant dollars, do not adequately account for inflation, and that a better measure might be the ratio of total emergy use to GWP (or in the case of a national economy, emergy use to GDP).

Emergy of natural capital and ecosystem services

An emergy evaluation of global natural capital is summarized in Table 2. Natural capital is the storages of resources within the global system that are usable by humans. To some, natural capital is only the storages of "environmental resources" such as those in rows 1 - 4 in Table 2. Fossil fuel resources, metals and phosphorus are given in the table for comparison. Total emergy value of natural capital is 574.8 E25 sej, or about 4.6 quadrillion Em\$. The largest storage of natural capital is fresh water that includes the polar ice caps (about 92%) ground water (7.5%) and lakes, rivers, soil moisture etc (0.5%). Soil organic matter was the next largest storage of natural capital, this value should be reduced by the amount of degraded land. Plant biomass is valued at about Em\$ 335 trillion, and animal biomass about Em\$ 37 trillion. The storage of non renewables (based on estimated recoverable reserves as of 1996) is valued at about 1/4 that of the renewable storages, about Em\$ 1.47 quadrillion.

Table 3 summarizes different concepts for environmental services and natural capital. The first is that ecosystem services are measured by the flow of renewable emergy powering the global economy, or about 9.43 E24 sej/yr (Em\$ 7.6 trillion). The second concept is that environmental services are the total flow of energy and materials, valued at about 33.3 E24 sej/yr or Em\$ 26.9 trillion.

Economic values for global ecosystem services summarized from studies reported in the literature that used various economic evaluation techniques (Costanza et al., 1997), suggested the annual value of environmental services was \$16 - 54 trillion (U.S.), with an average value of \$33 trillion, or a little less than twice GWP at the time (\$18 trillion). Concepts of natural capital (a storage) and environmental services (a flow) appeared to be mixed often in the economic literature. Sometimes storages and flows are added together under the term natural capital and sometimes they are called environmental services.

Depending on the definition of environmental services, its value expressed in em\$ (1995 US) ranges from Em\$ 7.6 trillion to Em\$ 26.9 trillion (last column in Table 3). The lowest value is the emdollar value associated with environmental services, since it represents the flux of renewable energy that supports the biosphere. The reserves of "slowly renewable" resources, including: soil organic matter, plant biomass, animal biomass, and freshwater) have an emdollar value of Em\$ 4.6 quadrillion. Finally if all reserves of resources, both slowly renewable and non-renewable are included, then natural capital is valued at Em\$ 6.1 quadrillion. The storage of environmental resources (natural capital) from which environmental services are drawn is valued at about 600 times the flow (5747.6 E24 sej or Em\$ 4.6 quadrillion). The storages of non-renewable energies are about 226 times the present flows (7572.0 E24 sej or Em\$ 6.1 quadrillion).

In all cases when one speaks of natural capital or ecosystem services, one should be very clear which concept is being addressed. In the first case, ecosystem services are a flow of emergy, while in the second and third case the quantities represent a storage, and therefore are considered natural capital. Figure 1 (page 48) makes the distinction between the different concepts more clear. Overall, the emergy driving the biosphere on an annual basis is the sum of the renewable emergy inflows and non-renewable emergy flows from stored resources.

Emergy based indices of sustainability

A definition of sustainability must include time. What is sustainable in one time period (during growth, for instance) may not be sustainable in the long run. The

Table 2. Global storages of natural capital (1995)

Note	Name	Energy Joules	Transformity Sej/J	Emergy (E25 sej)	Emdollars «(E12 Em\$, US)»
1	Fresh water	1.64E+23	1.82E+04	299.2	2413.0
2	Soil organic matter	3.10E+22	7.40E+04	229.4	1850.0
3	Plant biomass	4.16E+22	1.00E+04	41.6	335.5
4	Animal biomass	4.55E+19	1.00E+06	4.6	36.7
	<i>Subtotal</i>			574.8	4635.2
5	Coal	2.58E+22	4.00E+04	103.2	832.3
6	Crude oil	6.23E+21	5.40E+04	33.6	271.3
7	Natural Gas	4.95E+21	4.80E+04	23.8	191.6
8	Metals	1.74 E17g	1.0E+09 sej/g	17.4	140.3
9	Uranium	8.30E+20	1.79E+03	0.15	1.2
10	Phosphate rock	11.E15 g	3.9E+09 sej/g	4.3	34.6
	<i>Subtotal</i>			182.4	1471.3
	TOTAL			757.2	6106.5

- 1 Fresh water Total freshwater including ice caps = 33.28 E6 km³ (Wetzel, 1975)
Energy = (33.28 E15m³)(4.94 E6 J/m³) = 1.644E+23
- 2 Soil organic matter 9.32 E9 ha in woodland, crops, pasture, grassland (World Resources, 1996-97)
Assume: 1 m deep, 1% organic content, 5.4 Cal/g
Energy = (9.32E13m²)(1m)(1E6cm³/m³)(1.47g/cm³)(.01 org)(5.4 Cal/g)(4186 J/Cal) = 3.1 E22 J
- 3 Plant biomass Total biomass = 1.841 E12 mt dry wt. (Whittaker & Likens, 1973)
Energy = (1.841E12mt)(1 E6g/mt)(5.4 Cal/g)(4186 J/Cal) = 4.16 E22 J
- 4 Animal biomass Total biomass = 2.013 E9 mt dry wt. (Whittaker & Likens, 1973)
(1.015 E9 land, 0.998 E9 ocean)
Energy = (2.013 E9mt)(1E6g/mt)(5.4 Cal/g)(4186 J/Cal) = 4.55 E19 J
- 5 Coal Recov. reserves = 5.19 E11 mt coal eq. (anthrbitum) 5.12 E11 mt coal eq (lignite coals) (World Resources, 1996-97)
Energy = (5.19 E11mt)(30 E9 J/mt) + (5.12 E11mt)(20 E9 J/mt) = 2.58 E22 Jcoal
- 6 Crude oil Recoverable reserves = 1.4 E11 mt oil eq. (World Resources, 1996-97)
Energy = (1.4 E11 Mt oil eq.) x (4.45 E10 J/mt oil eq.) = 6.23 E21 Joil
- 7 Natural gas Recoverable reserves = 1.41 E14 m³. (World Resources, 1996-97)
Energy = (1.41 E14 m³)(37.1 E6 J/m³) = 4.95 E21 Jnat gas
- 8 Metals (Al,Cu,Pb,Fe,Zn) Total recoverable reserves = 1.735 E11 mt = 1.735 E17 g (World Resources, 1996-97)
- 9 Uranium Recoverable reserve uranium = 1.5 E6 mt (World Resources, 1996-97)
Energy = 1.5 E6 mt(1 E6 g/mt)(0.007)(7.9 E10J/g) = 8.3 E20 JU
- 10 Phosphate Recoverable reserves = 11.0 E9 mt = 11.0 E15 g (USDI, 1996)

Table 3. Emergy and emdollar value of environmental services and natural capital in 1995.

Note	Name	Emergy	Emdollars (E12 Em\$, US)
Environmental Services			
1	Total environmental production	9.43 E24 sej/yr	7.60
2	Total biosphere production	33.29 E24 sej/yr	26.85
Natural Capital			
3	Storage of env. resources	5747.6 E24 sej	4635.16
4	Storage of main resources	7572.0 E24 sej	6106.45

- 1 Emergy value of total environmental production is the sum of renewable energies «driving the biosphere, from Table 1.
- 2 Emergy value of total biosphere production is sum of all driving energies «including society released energy, from Table 1.
- 3 Storage of environmental resources usually considered renewable, from Table 2, rows 1 - 4.
- 4 Storage of all resources including non-renewables, from Table 2, rows 1 - 10.

graph in Figure 4 illustrates different phases of growth and decline of a system. It could represent a human economy where there is growth, transition and decline of driving energy sources. Practices and processes that are characteristic during the growth phase may not be sustainable during transition or decline because they rely on non-renewable energies that are diminishing. On the other hand practices that are sustainable during decline, because they have no reliance on non-renewables, are probably not competitive with the dog-eat-dog competition that is characteristic of fast growing systems. Criteria for success during growth periods may be less based on efficiency and quality and more on speed. During times of transition and decline criteria for judging sustainability need to include several factors: 1) the net yield of the process, 2) its environmental load, 3) its use of non-renewables.

Several emergy indices have been defined and discussed elsewhere to illuminate these different aspects of sustainability (Ulgiati et al., 1995; Brown and McClanahan, 1996; Odum, 1996, Brown and Ulgiati, 1997)). Using Figure 5 as a guide, several of these indices are defined as follows:

Percent Renewable (% Renew): the percent of the total energy driving a process that is derived from renewable sources ($R/(R+N+F)$). In the long run, only processes with high %Renew are sustainable.

Emergy Yield Ratio (EYR): is the ratio of the emergy of the output (Y) divided by the emergy of those inputs (F) to the process that are fed back from outside the system under study. It is an indicator of the yield compared to inputs other than local and gives a measure of the ability of the process to exploit local resources.

Environmental Loading Ratio (ELR): the ratio of purchased (F) and nonrenewable indigenous emergy (N) to free environmental emergy (R). It is an indicator of the pressure of the process on the local ecosystem and can be considered a measure of the ecosystem stress due to production activity.

Emergy Sustainability Index (ESI): an index that accounts for yield, renewability, and environmental load. It is the incremental emergy yield compared to the environmental load and is calculated as the ratio of emergy yield to environmental load (EYR/ELR).

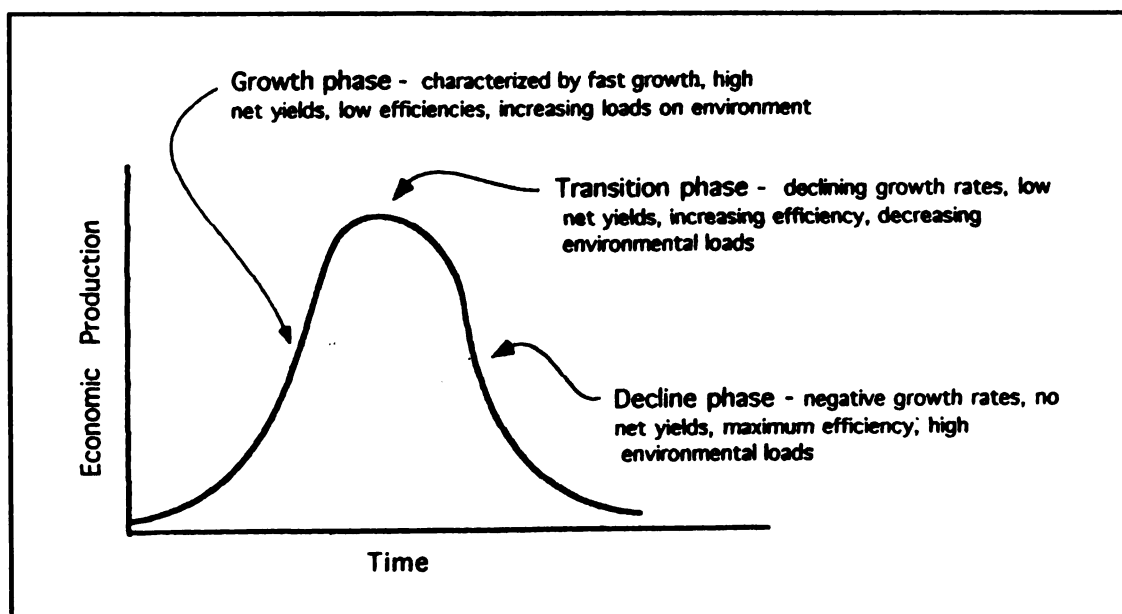


Figure 4. Graph of the phases of growth for systems illustrating characteristics growth phases in economic production systems. The growth phases characterized by fast growth, high net yields, low efficiencies, and increasing loads on the environment; the transition phase characterized by declining growth rates, lower net yields, increasing efficiency, and decreasing environmental loads; and a declining phases characterized by negative growth rates, no net yields maximum efficiency and high environmental loads.

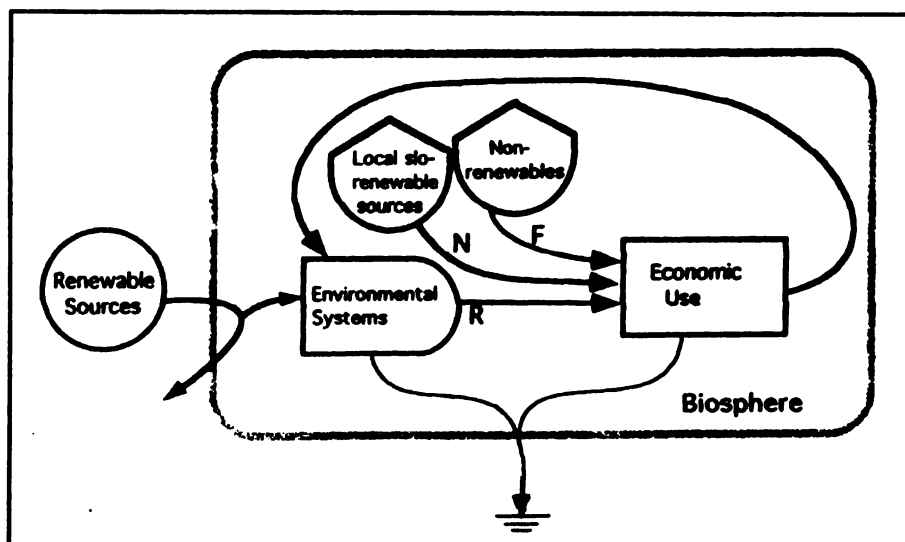


Figure 5. Simplified systems diagram of the biosphere showing the calculation of various emergy indices of sustainability.

An aggregate measure of yield and sustainability

Maximum performance from human /biosphere interfaces and economic activities is obtained when these processes yield net emergy and minimize their "load" on the environment. Load is used here as a general term to mean use or consumption, examples include use of land for agriculture, consumption of biological resources (wood), or waste assimilation by water bodies. The greater the use of the environmental resources of an area the greater the load on the environment. If the load on the environment by human use is too great, reduced performance or even severe declines in function can occur.

The Emergy Sustainability Index (ESI) is a function of yield, renewability, and load on the environment (Brown and Ulgiati, 1997). If a process has a negative net yield, by definition, it is not sustainable without continuing flows of invested emergy. At the same time, if a process depends entirely on nonrenewable resources, it is not sustainable; and finally, if a process places extreme load on the environment, it may cause damages that threaten long term sustainability. Clearly an index that incorporates these aspects would shed

light on sustainability issues and the fit of human economies with that of the biosphere.

Emergy indices of global, regional, and local processes

Fitting the technological economy of humans to the global environmental self design is increasingly important as the flows of emergy released by humans dominate the global system. Table 4 summarizes the emergy indices for the biosphere in 1995, based on

Table 4. Global Emergy Indices (1995)

Name of Index	Definition (Fig. 4)	Index value ^a
Environmental Loading Ratio (ELR)	$(F+N)/R$	2.56
Percent renewable (%Renew)	$R/(F+N+R)$	28%
Emergy Yield Ratio (EYR)	$(F+N+R)/F$	1.44
Sustainability Index (SI)	$(EYR) / (ELR)$	0.56
Emergy Dollar Ratio (sej/\$)	$(F+N+R)/GWP^b$	1.24

a. Data for indices are from Table 1

b. GWP = gross world product = 27.1 E12 \$US

the data from Table 1 (page 52). Figure 6 shows the change in these indices since 1900. The percent of total emery flux in the biosphere that is renewable has declined from 90% in 1900 to 28% renewable today (Fig 6a).

A complete emery evaluation of Chile is given in the Appendix Table A-1 (page 64). Also included is a table summarizing the flows of emery in the economy (Table A-2, page 69) and a table of several emery

indices of the economy (Table A-3, page 70). The emery analysis indicates a relative strong economy because of the levels of renewable energy inflows and resources that are obtained from within the country (74%). Chile has a negative emery balance of payments, exporting about 1.66 times as much emery as is imported. About 42% of the total emery budget of the country is from renewable sources, while 26% is imported.

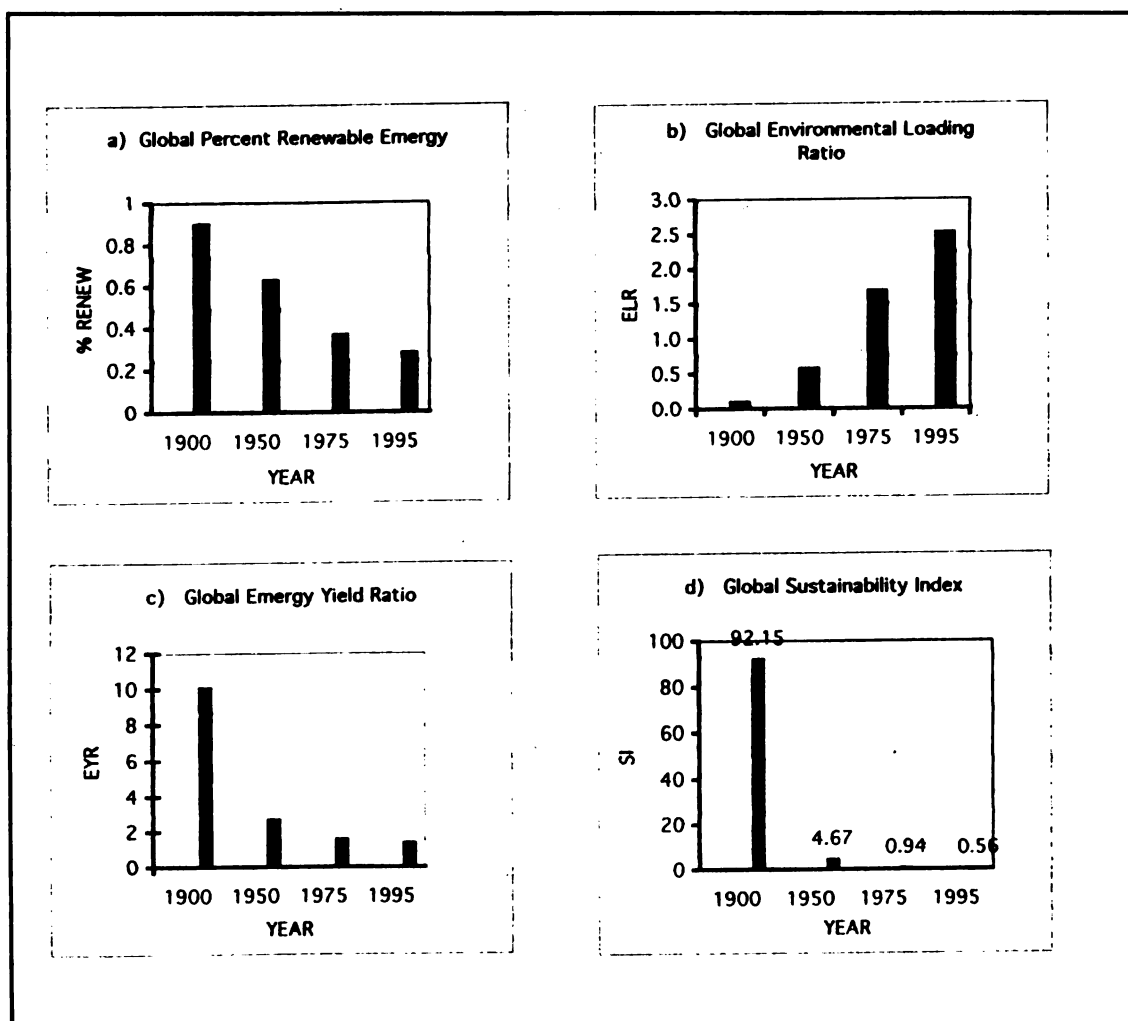


Figure 6. Graphs of the emery indices for the biosphere for the years 1900, 1950, 1975, and 1995. a) percent renewable, b) environmental loading ratio, c) emery yield ratio, and d) emery sustainability index.

Table 5 gives comparative indices for the globe and eight countries (Chile, Papua New Guinea, Ecuador, Thailand, Mexico, USA, Italy, and Taiwan) and Figures 7, 8 and 9 graph these indices for each of the countries for comparison. In Figure 7 the percent of total emergy budget of each country is graphed showing Papua New Guinea (PNG) with about 82% of its emergy budget from renewable sources to the developed economies of USA, Taiwan, and Italy with about 10% of their emergy flux from renewable sources. Graphed in Figure 8 is the Emergy Yield Ratio (EYR) and Environmental Loading Ratio (ELR). Here, the Emergy Yield Ratio is more an index of "locally sustainable production", than a yield ratio. When the flows of a national economy are used, the EYR divides total production by imported emergy and therefore expresses production per unit of imports. At the global scale, it is the ratio of the total emergy flow, to the non-renewable inputs to the global economy.

The Emergy Sustainability index given in the last column of Table 5 is a measure of an economy's long term global position relative to others. Low ESI's (USA, Taiwan, Italy) are indicative of economies that import a large fraction of their total emergy use and

consume a relatively large percentage of total emergy in the form of non-renewable emergy. Figure 9 shows comparative Emergy Sustainability Indexes (ESI) for the national economies. Chile's ESI is about 2.8, indicating a relatively sustainable economy since it is greater than the world average, but still somewhat venerable because nearly 1/3 of the total emergy flows are imported and the economy exhibits a negative emergy balance of payments.

Sustainability of an economy is a function of renewable emergy flows, the extent to which it depends on imports, and its load on the local environment. While reliance on renewable resources and minimization of imports are important measures of sustainability, when they are combined with an index of environmental stress the aggregate measure, ESI, provides a multi-dimensional measure of long term sustainability. The higher this index the more an economy relies on renewable energy sources and minimizes imports and environmental load.

Sustainability can be measured at the global level, and the regional or national level, or at the scale of

Table 5. Emergy indices of national economies and the world economy (after Brown and Ulgiati, 1997)

Note	Country	Total Emergy	Emergy Flow (sej/yr)			Emergy Indices			
			Renewable (sej/yr)	Nonrenewable (R)	Purchased (N)	%Renew ^a (F)	EYR ^b	ELR ^c	ESI ^d
1.	Papua New Guinea	8.9 E22	7.30E+22	1.06E+22	5.30E+21	82%	16.8	0.2	76.95
2.	Ecuador	10.0 E22	4.81E+22	4.21E+22	1.01E+22	48%	9.9	1.1	9.15
3.	Thailand	15.2 E22	7.37E+22	2.46E+22	4.85E+22	50%	3.0	1.0	3.05
4.	Chile	21.9 E22	9.26E+22	6.92E+22	5.78E+22	42%	3.8	1.4	2.77
5.	Mexico	61.2 E22	1.39E+23	3.66E+23	1.08E+23	23%	5.7	3.4	1.66
6.	U.S.A	790.5 E22	8.24E+23	5.18E+24	1.90E+24	10%	4.2	8.6	0.48
7.	Italy	126.5 E22	1.21E+23	3.57E+23	7.89E+23	10%	1.6	9.5	0.17
8.	Taiwan	21.4 E22	2.13E+22	4.02E+22	1.52E+23	10%	1.4	9.0	0.16
9.	WORLD	33.6 E24	9.43E+24	8.21E+23	2.34E+25	28%	1.4	2.6	0.56

Notes:

- Percent Renewable = $R/(R+N+F)$
- Emergy Yield Ratio = $(F+R+N)/F$
- Environmental Loading Ratio = $(F+N)/R$
- Sustainability Index = EYR/ELR

References

- Doherty et al. 1992
- Odum and Arding, 1991
- Brown and McClanahan, 1996
- Table A-1

- Brown et al. 1992
- Odum, 1996
- Ulgiati et al. 1994
- Huang and Shih, 1992
- Table 1

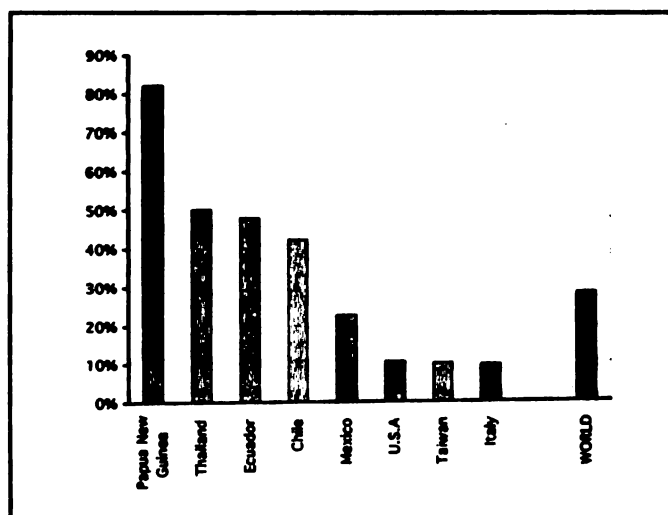


Figure 7. Graph of the percent renewable energy contribution to national economies including Chile.

Figure 8. Graph of the Energy Yield Ratio and Environmental Loading Ratio for national economies, including, Chile.

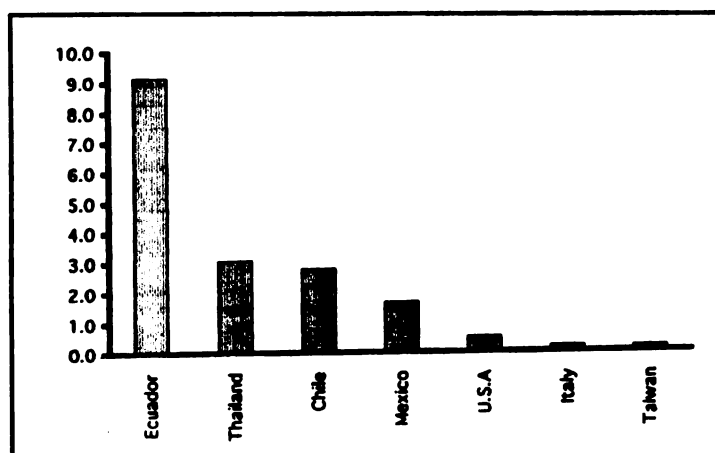
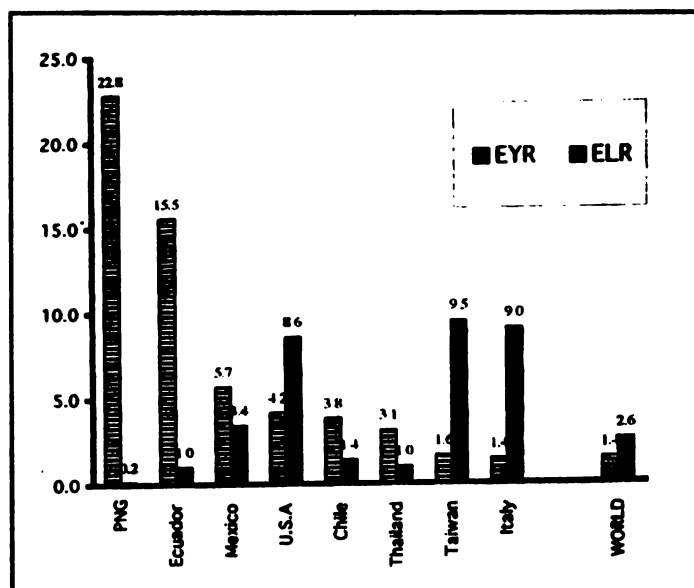


Figure 9. Graph of the Energy Sustainability Ratio for national economies, including Chile.

individual economic activities. Table 6 gives the results of emergy analysis of various outputs for processes ranging from agricultural production to hydro-electric production of electricity. The products are ordered according to their ESI (last column). For the land based systems (agriculture and shrimp) the data in the 4th, 5th, and 6th columns are yearly emergy flows based on 1 hectare of production. The emergy flows for the hydro-electric dam in Thailand are total flows per year where the purchased energies have been amortized over the 50 year life expectancy of the dam. The flows for cement are those necessary to produce 1 kilogram of product.

Results given in the last three columns are comparable between a wide range of production processes since the indices are dimensionless ratios. Production of energy sources (hydro-power and Alaskan oil) have high emergy yield ratios. Most production processes that yield products have low emergy yield ratios because they are transformation processes that provide goods, rather than processes that yield energy sources. Load on the environment depends on the scale of the process and the extent to which the process uses non-renewable and purchased emergy. The highest load by far was Alaskan oil production from north slope oil fields.

The highest ESI for the processes given in Table 6 was for production of electricity in a hydro-electric plant in Thailand. Hydro production of electricity is typically dominated by the flows of renewable energy sources. In locations where purchased inputs can be relatively small because of the geologic structure, the EYR can be relatively high. In this example, even with the large sediment loads that will be trapped behind the dam and therefore not contribute to down stream productivity, the environmental loading ratio is relatively low, and the ESI indicates a moderately sustainable process. The lowest ESI for the processes given is for the north slope oil fields of Alaska. Its ELR was quite high because of exploitation of nonrenewable sources and environmental impacts. As a result, the sustainability index indicates a process that has a very low, long term sustainability (the life of the oil field was estimated at about 30 years in the early 1970's).

EMERGY AND PUBLIC POLICY DECISION MAKING

The complex questions concerning the fit of humanity in the biosphere require that we look at things from a different perspective. Until very recently,

Table 6. Emergy indices of products (from Brown & Ulgiati, 1997)

Ref	Product	Emergy Flow (sej/yr)			Emergy Indices			
		Renewable (R)	Nonrenewable (N)	Purchase ^d (F)	%Renew ^a	EYR ^b	ELR ^c	ESId
1	Hydro-electric Plant (Thailand)	1.30E+21	3.80E+21	5.00E+20	23%	11.2	3.3	3.39
2	Corn (1 ha - Italy)	1.42E+15	7.80E+13	4.20E+15	25%	1.4	3.0	0.45
3	Cultivated Shrimp (1 ha - Ecuador)	4.90E+20	-0-	1.69E+21	22%	1.3	3.4	0.37
4	Bio-ethanol (1 ha - Brazil)	1.52E+15	5.08E+15	6.57E+15	12%	2.0	7.7	0.26
5	Cement (1 kg - USA)	2.00E+11	1.90E+12	1.00E+12	6%	3.1	14.5	0.21
6	Fruit (1 ha - Italy)	1.42E+15	7.80E+13	1.32E+16	10%	1.1	9.4	0.12
7	Crude oil (Alaska)	8.50E+19	1.13E+23	8.16E+21	0%	14.9	1429.3	0.01

Notes

- Percent Renewable = $R/(R+N+F)$
- Emergy Yield Ratio = $(F+R+N)/F$
- Environmental Loading Ratio = $(F+N)/R$
- Sustainability Index = EYR/ELR

References

- Brown and McClanahan, 1996
- Ulgiati et al. 1993
- Odum and Arding, 1991
- Ulgiati (unpublished manuscript) from data in de Carvalho Macedo, 1992
- Brown and McClanahan, 1992
- Ulgiati et al. 1993
- Brown, et.al 1994

the energies released by humans were small, compared with the renewable driving energy. Not so today. At the present time society releases about 2.5 times the emergy in non-renewables than flows into the biosphere from renewable sources. How best to fit humans, how best to develop the understanding of the workings of the biosphere with humans in it? How do we make decisions concerning the allocation and use of environmental services and natural capital? In answer, we suggest that it cannot be done by using human centered systems of valuation. When neoclassical economics is to answer questions concerning fit, the answers always come up in favor of more development, greater use of resources, further exploitation of the environment. It is time to question the reality that humans have created that results from their utility theory of value.

Decisions at the scale of biosphere and society require a valuation system free of human bias. It is not surprising that development of resources, exploitation of global fisheries, and forests continues unimpeded when evaluated using human centered value systems based on willingness-to-pay. The only things given value are those things that humans decide are valuable. The only values given things are human values. Economic valuation cannot get away from the fact that its main underlying principle is that value is derived from utility (use). Thus things must be useful to humans for them to have value. Recently, there has been much activity in the economic literature, especially in the "ecological economics" literature concerning alternative methods of assigning economic values, but no matter what, they are still based on human centered values, whether it be contingency valuation, willingness-to-pay, etc..

Money and the system of prices derived from economic theory can never value environmental services or natural capital correctly. Public policy decisions, especially those that relate to the environment (in reality, all policy decisions are environmental decisions) should not be evaluated using traditional neo-classical economic theory. Making up markets and asking citizens what they are willing to pay, or what they are willing to accept, is not science, it is public opinion and has nothing to do with value to the biosphere. A biosphere perspective, one that seeks to balance humanity and environment, needs a valuation system free of human bias. Outlined in this chapter is a method of valuation that is based on

the principle that value is derived from what goes into something rather than on what one gets out of it. This is counter to the way most humans think about goods and services, and as a result difficult at first to grasp. The question always arises, how can you say something has this value, what if it's not used, what if I don't want it, does it still have that value? Yes. Emergy is a biosphere value, it is the energy the biosphere invests in its goods and services (including the goods and services of society).

The fact that humans now release more emergy than is inflowing from renewable sources, suggests that we, now more than ever, need to be good stewards of the spaceship. Our relationship to the biosphere changed in 1962 when the emergy released by humans equalled and began to exceed that of the environment (Figure 2, page 53). Our awareness began to shift as we began to see the effects of our numbers. Now as our non-renewable energy supplies dwindle, our awareness must shift again. How do we live in a lower energy world?

Numerous indices are suggested that when economies, processes, or products are evaluated lend insight into their sustainability and therefore their place in a lower energy world. At the present time only about 28% of the total emergy driving the biosphere comes from renewable energy sources (Table 4, page 57), thus 72% of total biosphere production is driven by non-renewable sources. Ultimately this is not sustainable, since humans cannot count on that 72% forever. Further increases in the non-renewable flows supporting human affairs seems to make no sense. The load on the environment produced by this release of non-renewable energy is 2.5 times what it was in 1962 (Figure 5, page 57). The ratio of emergy received by society to that invested has declined by 86% since the turn of the century (Figure 5, page 57), from a yield ratio of 10.11 to 1.4 today. Finally, the index of sustainability (Figure 5) exhibits a precipitous decline since environment load has increased significantly, and yield has declined.

Emergy indicators show cause for alarm. Things are not getting better from a global perspective, they are getting worse. What is required is a concerted effort to understand society's place in the biosphere...to understand the co-action between the planet and living systems. Important to this undertaking are methods that produce comprehension of the

wholeness of the biosphere, not just understanding of the parts. It is one system, we should use methods for quantification and valuing that recognize the whole, not just one end of the hierarchy, the human end.

REFERENCES

- ALLEN, T.F.H. and Starr, T.B. 1982. *Hierarchy: Perspectives for Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago. 310p.
- BROWN, L.R.; RENNER, M. and FLAVIN, C. 1997. *Vital Signs 1997: the environmental trends that are shaping our future*. W.W. Norton & Company. New York. 165p.
- and R.A. HERENDEEN, 1996. Embodied energy analysis and emergy analysis: a comparative view. *Ecological Economics* 19; pp 219-235.
- and McCLANAHAN T., 1996. Emergy analysis perspectives of Thailand and Mekong River dam proposals. *Ecological Modeling* 91; pp105-130
- , WOITHE, R.D.; ODUM, H.T.; MONTAGUE, C.L. and ODUM, E.C. 1993. Emergy analysis perspectives of the Exxon Valdez oil spill in Prince William Sound, Alaska. A Research Report to the Cousteau Society. Center for Wetlands, University of Florida, Gainesville. 122 pp.
- and ULGIATI, S. 1997. Emergy Based Indices and Ratios to Evaluate Sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. *Ecological Engineering* (in press)
- DOHERTY S.J. 1995. Emergy evaluations of and limits to forest production. Ph.D Dissertation, Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida. 115 p.
- , BROWN M.T. and MURPHY R.C., 1992. Emergy analysis and public policy perspectives for Papua New Guinea. A Research Report to the Cousteau Society. Center for Wetlands, University of Florida, Gainesville.
- LOTKA A.J., 1922. Contribution to the energetics of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.*, 8: 147-150.
- MANNION, A.M. 1995. *Agriculture and Environmental Change: temporal and spatial dimensions*. John Wiley & Sons, New York. 405 p.
- MUROTA T. 1987. Environmental economics of the water planet earth. In *Environmental Economics*, edited by Pillet G. and Murota T., published by Leimgruber, Geneva, Switzerland; pp. 185-199.
- ODUM, H.T. 1987. Living with complexity. pp19-85 in *Crafoord Prize in the Biosciences, 1987*. Crafoord Lectures, Royal swedish Academy of Sciences, Stockholm.
- , 1988. Self organization, transformity and information. *Science*, 242: 1132-1139.
- , 1994a. The emergy of natural capital. In 'Investing in Natural Capital', edited by Jansson A.M., Hammer M., Folke C., and Costanza R.; Island Press, Covelo, CA; pp.200-212.
- , 1994b. *Ecological and General Systems: an introduction to systems ecology*. Univ. Press of Colorado, Niwot. 644p.
- , 1996. *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons, N.Y.
- and Arding J.E. 1991. Emergy analysis of shrimp mariculture in Ecuador. Working Paper. Report to the Coastal Resources Center, University of Rhode Island, Narragansett, RI. Department of Environmental Engineering Sciences and Center for Wetlands, University of Florida. 114p.
- and Pinkerton R.C., 1955. Time's speed regulator: the optimum efficiency for maximum power output in physical and biological systems. *American Scientist*, 43: 331-343.
- OLDEMAN, L.R. 1994. The Global Extent of Soil Degradation. pp.99-118 in D.J. Greenland and I. Szabolcs (eds). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallington, UK. 561 p.
- TSUCHIDA, A. and MUROTA, T. 1987. Fundamentals in the entropy theory of ecocycle and human economy. In *Environmental Economics*, edited by Pillet G. and Murota T., published by Leimgruber, Geneva, Switzerland; pp. 11-35.
- ULGIATI S.; ODUM, H.T. and BASTIANONI, S., 1993. Emergy analysis of Italian agricultural system: the role of energy quality and environmental inputs. In 'Trends in Ecological Physical Chemistry', Edited by L. Bonati, U. Cosentino, M. Lasagni, G. Moro, D. Pitea and A. Schiraldi; Elsevier Science Publisher, Amsterdam, pp.187-215.
- ; ODUM, H.T. and BASTIANONI, S., 1994. Emergy use, environmental loading and sustainability: an emergy analysis of Italy. *Ecological Modelling*, 73, 215-268.
- USDI, 1996. *Mineral Commodity Summaries, January 1997*. US Department of Interior, Wash, D.C.
- USEPA. 1993. *Carolina Bays: a natural wastewater treatment program*. Pub.# EPA832-R-93-005a. Washington D.C.

WITTAKER, R.H. and LIKENS, G.E. 1975. *The Biosphere and Man*. pp305-329 in R.H. Wittaker and H. Lieth (eds) *Primary Productivity of the Biosphere*. Springer-Verlag, New York.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. 1996. *World Resources 1996-97*. Oxford University Press. New York.

APPENDIX: ENERGY EVALUATION TABLE OF CHILE

Table A-1. EMERGY Evaluation of Resource Basis for Chile (c.1994)

Note	Item	Raw Units	Transformity (sej/unit)	Solar Emery (E20 sej)	EmDollars (E9 1994 US\$)
RENEWABLE RESOURCES:					
1	Sunlight	4,48E+21 J	1	44,79	0,76
2	Rain, chemical	3,05E+18 J	18199	555,71	9,38
3	Rain, geopotential	7,09E+18 J	27874	1975,39	33,36
4	Wind, kinetic energy	9,36E+18 J	1496	139,97	2,36
5	Waves	8,56E+17 J	30550	261,51	4,42
6	Tide	6,45E+17 J	16842	108,68	1,84
7	Earth Cycle	7,49E+15	34377	2,57	0,04
INDIGENOUS RENEWABLE ENERGY:					
8	Hydroelectricity	7,78E+16 J	1,65E+05	128,30	2,17
9	Agriculture Production	3,48E+16 J	2,00E+05	69,66	1,18
10	Livestock Production	3,78E+15 J	2,00E+06	75,68	1,28
11	Fisheries Production	2,52E+16 J	2,00E+06	504,83	8,53
12	Fuelwood Production	5,80E+16 J	18700	10,85	0,18
13	Forest Extraction	1,49E+17 J	18700	27,91	0,47
NONRENEWABLE SOURCES FROM WITHIN SYSTEM:					
14	Natural Gas	6,93E+16 J	4,80E+04	33,27	0,56
15	Oil	3,32E+16 J	5,40E+04	17,91	0,30
16	Coal	6,96E+16 J	4,00E+04	27,84	0,47
17	Calcium Carbonate	6,30E+12 g	1,00E+09	63,00	1,06
18	Metals	5,84E+11 g	1,00E+09	5,84	0,10
19	Top Soil	3,99E+14 J	7,40E+04	0,30	0,00
IMPORTS AND OUTSIDE SOURCES:					
20	Oil Derived Products	2,74E+17 J	6,60E+04	180,89	3,05
21	Steel	2,08E+12 g	1,80E+09	37,44	0,63
22	Minerals	4,30E+11 g	1,00E+09	4,30	0,07
23	Food & Agric. Products	4,54E+16 J	2,00E+05	90,84	1,53
24	Livestock	5,64E+14 J	2,00E+06	11,27	0,19
25	Plastics & Rubber	2,63E+16 J	6,60E+04	17,36	0,29
26	Chemicals	6,40E+12 g	3,80E+08	24,32	0,41
27	Wood, Paper, Textiles	1,33E+16 J	3,49E+04	4,63	0,08
28	Mech. & Trans Eqp.	3,28E+11 g	6,70E+09	21,98	0,37
29	Service in imports	1,49E+10 \$	1,24E+12	184,76	3,12
30	Tourism	1,94E+08 \$	1,24E+12	2,41	0,04

EXPORTS:

31	Agricultural Crops	1,42E+16 J	2,00E+05	28,48	0,48
32	Fishery Products	2,78E+15 J	2,00E+06	55,54	0,94
33	Forest Products	9,49E+16 J	3,49E+04	33,13	0,56
34	Crude Oil	0,00E+00 J	5,30E+04	0,00	0,00
35	Metals	9,55E+12 g	1,00E+09	95,50	1,61
36	Paper & Wood Products	5,48E+15 J	3,49E+04	1,91	0,03
37	Chemicals	1,68E+12 g	3,80E+08	6,38	0,11
38	Service in exports	1,59E+10 \$	0,00E+00	0,00	0,00

Footnotes to Table 1

RENEWABLE RESOURCES:

1 SOLAR ENERGY:

Cont Shelf Area = $1,76E+11 \text{ m}^2$ at 200 m dpth. World Resources 90-91
 Land Area = $7,56E+11 \text{ m}^2$ World Resources 90-91
 Insolation = $1,64E+02 \text{ Kcal/cm}^2/\text{yr}$ Global Data Files
 Albedo = 0,30 (% given as decimal) * estimate
 Energy(J) = (area incl shelf)*(avg insolation)*(1-albedo)
 $= (\text{---m}^2) * (\text{---Cal/cm}^2/\text{y}) * (E+04 \text{cm}^2/\text{m}^2) * (1-0.30) * (4186 \text{J/kcal})$
 $= 4,48E+21 \text{ J/yr}$

2 RAIN, CHEMICAL POTENTIAL ENERGY:

Land Area = $7,56E+11 \text{ m}^2$
 Cont Shelf Area = $1,76E+11 \text{ m}^2$ AT 200 M d.
 Rain (land) = 1,61 m/yr Atlas de Chile
 Rain (shelf) = 0,72 m/yr (est. as 45% of tot. rain) Estimate (45% rain)
 Evapotrans rate = 0,65 m/yr Henning, 1989
 Energy (land) (J) = (area)(Evapotrans)(rainfall)(Gibbs no.)
 $= (\text{---m}^2) * (\text{---m}) * (1000 \text{kg/m}^3) * (4.94E+03 \text{J/kg})$
 $= 2,43E+18 \text{ J/yr}$
 Energy (shelf) (J) = (area of shelf)(Rainfall)(Gibbs no.)
 $= 6,26E+17 \text{ J/yr}$
 Total energy (J) = $3,05E+18 \text{ J/yr}$

3 RAIN, GEOPOTENTIAL ENERGY:

Area = $7,56E+11 \text{ m}^2$
 Rainfall = 1,61 m
 Avg. Elev = 996,40 m Global data files
 Runoff rate = 0,60 % (percent, given as a decimal)
 Energy(J) = (area)(% runoff)(rainfall)(avg elevation)(gravity)
 $= (\text{---m}^2) * (\text{---m}) * (1000 \text{kg/m}^3) * (\text{---m}) * (9.8 \text{m/s}^2)$
 $= 7,09E+18 \text{ J/yr}$

4 WIND ENERGY:

Energy(J) = $9,36E+18 \text{ J/yr}$ Global Data Files

5 WAVE ENERGY:

Energy(J) = $8,56E+17 \text{ J/yr}$ Global Data Files

6 TIDAL ENERGY:

Cont Shelf Area = $1,76E+11 \text{ m}^2$ World resources

$$\begin{aligned}
 \text{Avg Tide Range} &= 1,00 \text{ m} \\
 \text{Density} &= 1,03\text{E}+03 \text{ kg/m}^3 \\
 \text{Tides/year} &= 7,30\text{E}+02 \text{ (estm. of 2 tides/day in 365 days)} \\
 \text{Energy(J)} &= (\text{shelf})(0.5)(\text{tides/yr})(\text{mean tidal range})^2 \\
 &\quad (\text{density of seawater})(\text{gravity}) \\
 &= (\text{m}^2)(0.5)(\text{yr})(\text{m})^2(\text{kg/m}^3) \\
 &\quad *(9.8\text{m/s}^2) \\
 &= 6,45\text{E}+17 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

7 EARTH CYCLE

$$\begin{aligned}
 \text{Land Area} &= 7,49\text{E}+08 \text{ m}^2 \\
 \text{Heat flow} &= 1,00\text{E}+07 \text{ J/m}^2 \\
 \text{Energy (J)} &= (7,49\text{E}+08)(1,00\text{E}+07) \\
 &= 7,49\text{E}+15
 \end{aligned}$$

INDIGENOUS RENEWABLE ENERGY

8 HYDROELECTRICITY:

$$\begin{aligned}
 \text{Kilowatt Hrs/yr} &= 2,16\text{E}+10 \text{ Kwh/yr (assume 80\% load)} \quad (\text{Wu, 1995}) \\
 \text{Energy(J)} &= (\text{Kwh/yr}) * (3.6 \text{ E}+06 \text{ J/Kwh}) \\
 &= 7,78\text{E}+16 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

9 AGRICULTURAL PRODUCTION:

$$\begin{aligned}
 \text{Production} &= 1,04\text{E}+07 \text{ MT} \quad (\text{Europa, 1997}) \\
 \text{Energy(J)} &= (10.4 \text{ E}+06 \text{ MT}) * (1\text{E}+06 \text{ g/MT}) * (20\%) * (4.0 \text{ Cal/g}) * (4186 \text{ J/Cal}) \\
 &= 3,48\text{E}+16 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

10 LIVESTOCK PRODUCTION:

$$\begin{aligned}
 \text{L'stock Production} &= 9,04\text{E}+05 \text{ MT at 1988 (INEGI, 1989)} \quad (\text{Europa, 1997}) \\
 \text{Energy(J)} &= (9,04\text{E}+05 \text{ MT}) * (1\text{E}+06 \text{ g/MT}) * (20\%) * (5 \text{ Cal/g}) * (4186 \text{ J/Cal}) \\
 &= 3,78\text{E}+15 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

11 FISHERIES PRODUCTION:

$$\begin{aligned}
 \text{Fish Catch} &= 6,03\text{E}+06 \text{ MT} \quad (\text{Europa, 1997}) \\
 \text{Energy(J)} &= (1,19\text{E}+07 \text{ MT}) * (1\text{E}+06 \text{ g/MT}) * (5 \text{ Cal/g}) * (20\%) * (4186 \text{ J/Cal}) \\
 &= 2,52\text{E}+16 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

12 FUELWOOD PRODUCTION:

$$\begin{aligned}
 \text{Fuelwood Prod} &= 9,63\text{E}+06 \text{ m}^3 \quad (\text{Europa, 1997}) \\
 \text{Energy(J)} &= (9,63\text{E}+06 \text{ m}^3) * (0,5\text{E}+06 \text{ g/m}^3) * (3,6 \text{ Cal/g}) * (80\%) * (4186 \text{ J/Cal}) \\
 &= 5,80\text{E}+16 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

13 FOREST EXTRACTION

$$\begin{aligned}
 \text{Harvest} &= 2,48\text{E}+07 \text{ m}^3 \quad (\text{Europa, 1997}) \\
 \text{Energy(J)} &= (8,33\text{E}+06 \text{ m}^3) * (0,5\text{E}+06 \text{ g/m}^3) * (80\%) * (3,6 \text{ Cal/g}) * (4186 \text{ J/Cal}) \\
 &= 1,49\text{E}+17 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

NONRENEWABLE RESOURCE USE FROM WITHIN CHILE

$$\begin{aligned}
 \text{14 NATURAL GAS} &6.57 \text{ E}+10 \text{ ft}^3/\text{yr} \quad (\text{Wu, 1995}) \\
 \text{Consumption} &= 6,57\text{E}+10 \text{ ft}^3/\text{yr} \\
 \text{Energy(J)} &= (6,57\text{E}+10 \text{ ft}^3/\text{yr}) * (1,055\text{E}+6 \text{ Joules/ft}^3) \\
 &= 6,93\text{E}+16 \text{ J/yr}
 \end{aligned}$$

15 OIL

Consumption = $1.49\text{E}+04$ barrels/day (Wu, 1995)
 Energy(J) = $(1.49\text{ E3 b/d}) \cdot (365\text{ days/yr}) \cdot (6.1\text{ E9 Joules/barrel})$
 = $3.32\text{E}+16$ J/yr

16 COAL

Consumption = $2.40\text{E}+06$ MT/yr (Wu, 1995)
 Energy(J) = $(2.4\text{E}+06\text{ MT/yr}) \cdot (2.9\text{E}+10\text{ J/MT})$
 = $6.96\text{E}+16$ J/yr

17 CALCIUM CARBONATE

Consumption = $6.30\text{E}+06$ MT/yr (Europa, 1997)
 Mass(g) = $(6.30\text{ E6 MT/yr}) \cdot (1\text{E6 g/MT})$
 = $6.30\text{E}+12$ g/yr

18 METALS(Au,Ag,Pb,Cu,Zn,Fe,Mn,Mo)

Production = $5.84\text{E}+07$ MT/yr (Europa, 1997)
 Consumption = $(5.84\text{E}+07 \cdot 1\%)$
 Mass(g) = $(5.84\text{ E5 MT}) \cdot (1\text{E6 g/MT})$
 = $5.84\text{E}+11$ g/yr

19 TOPSOIL:

Soil loss = $5.89\text{E}+11$ g/yr (FAO, 1989)
 Energy(J) = $(6.76\text{E}13\text{ g/yr}) \cdot (0.03\text{ organic}) \cdot (5.4\text{ Kcal/g}) \cdot (4186\text{ J/Kcal})$
 = $3.99\text{E}+14$ J/yr

IMPORTS OF OUTSIDE ENERGY SOURCES:

20 OIL DERIVED PRODUCTS

Imports = $1.23\text{E}+05$ bb/d (Wu, 1995)
 Energy (J) = $(1.23\text{ E5 b/d}) \cdot (365\text{ days/yr}) \cdot (6.1\text{ E9 Joules/barrel})$
 = $2.74\text{E}+17$ J/yr

21 STEEL:

Imports = $2.08\text{E}+06$ MT/yr (Europa, 1997)
 Mass (g) = $(2.06\text{E6 MT/yr}) \cdot (1\text{E6 g/MT})$
 = $2.08\text{E}+12$ g/yr

22 MINERALS :(metal, non-metal,Al,Cu,Ni)

Imports = $4.30\text{E}+05$ MT/yr (Europa, 1997)
 Mass (g) = $(4.3\text{E5 MT/yr}) \cdot (1\text{E}+6\text{ g/MT})$
 = $4.30\text{E}+11$ g/yr

23 FOOD and AGRICULTURAL PRODUCTS

Imports = $3.10\text{E}+06$ MT/yr (Europa, 1997)
 Energy (J) = $(3.1\text{E6 MT/yr}) \cdot (1\text{E6g/MT}) \cdot (3.5\text{ Kcal/g}) \cdot (4186\text{ J/Kcal})$
 = $4.54\text{E}+16$ J/yr

24 LIVESTOCK

Imports = $1.53\text{E}+05$ MT/yr (Europa, 1997)
 Energy (J) = $(1.53\text{E5 MT/yr}) \cdot (1\text{E6 g/MT}) \cdot (4\text{ Kcal/g}) \cdot (4186\text{ J/Kcal}) \cdot (.22\text{ protein})$
 = $5.64\text{E}+14$ J/yr

25 PLASTICS & RUBBER

$$\begin{aligned}\text{Imports} &= 8,77\text{E}+05 \text{ MT/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Energy(J)} &= (8.02\text{E}4 \text{ MT/yr}) * (1000 \text{ Kg/MT}) * (30.0\text{E}6 \text{ J/kg}) \\ &= 2,63\text{E}+16\end{aligned}$$

26 CHEMICALS

$$\begin{aligned}\text{Imports} &= 6,40\text{E}+06 \text{ MT/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Mass (g)} &= (6.4 \text{ E}6 \text{ MT/ yr}) * (1\text{E}6 \text{ g/MT}) \\ &= 6,40\text{E}+12 \text{ g/yr}\end{aligned}$$

27 WOOD, PAPER, TEXTILES, LEATHER

$$\begin{aligned}\text{Imports} &= 8,85\text{E}+05 \text{ MT/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Energy(J)} &= (8.85\text{E}5 \text{ MT/yr}) * (1\text{e}6 \text{ g/MT}) * (15\text{e}3 \text{ J/g}) \\ &= 1,33\text{E}+16 \text{ J/yr}\end{aligned}$$

28 MACHINERY, TRANSPORTATION, EQUIPMENT

$$\begin{aligned}\text{Imports} &= 3,28\text{E}+05 \text{ MT/yr} \\ \text{Mass (g)} &= (3.28 \text{ E}5 \text{ MT/yr}) * (1\text{E}6 \text{ g/MT}) && (\text{Europa, 1997}) \\ &= 3,28\text{E}+11 \text{ g/yr}\end{aligned}$$

29 IMPORTED SERVICES:

$$\text{Dollar Value} = 1,49\text{E}+10 \text{ \$US} \quad (\text{Europa, 1997})$$

30 TOURISM:

$$\text{Dollar Value} = 1,94\text{E}+08 \text{ \$US} \quad (\text{FAO, 1990})$$

EXPORTS OF ENERGY, MATERIALS AND SERVICES

31 AGRICULTURAL CROPS

$$\begin{aligned}\text{Exports:} & 4,86\text{E}+06 \text{ MT/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Energy(J)} &= (4.86\text{E}6 \text{ MT}) * (1\text{E}+06 \text{ g/MT}) * (20\%) * (3.5 \text{ Cal/g}) * (4186 \text{ J/Cal}) \\ &= 1,42\text{E}+16 \text{ J/yr}\end{aligned}$$

32 FISHERY PRODUCTION: (assume 10% of total catch)

$$\begin{aligned}\text{Catch} &= 6,03\text{E}+06 \text{ MT/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Exported} &= (6.03\text{E}+06) * (.10) = 6.03\text{E}+05 \text{ MT/yr} \\ \text{Energy (J)} &= (6.03\text{E}5 \text{ MT}) * (1\text{E}+06 \text{ g/MT}) * (5 \text{ Cal/g}) * (4187 \text{ J/Cal}) * (.22 \text{ prot}) \\ &= 2,78\text{E}+15 \text{ J/yr}\end{aligned}$$

33 FORESTRY PRODUCTS

$$\begin{aligned}\text{Exports} &= 1,05\text{E}+07 \text{ MT/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Energy (J)} &= (1.97\text{E}+07 \text{ Mt}) * (1.0\text{E}+06 \text{ g/Mt}) * (80\%) * (3.6 \text{ Cal/g}) * (4186 \text{ J/Cal}) \\ &= 9,49\text{E}+16 \text{ J/yr}\end{aligned}$$

34 CRUDE OIL:

$$\begin{aligned}\text{Exports} &= 0,00\text{E}+00 \text{ Barrels/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Energy (J)} &= (4.67\text{E}8 \text{ B/yr}) * (6.1\text{E}9 \text{ J/Barrel}) \\ &= 0,00\text{E}+00\end{aligned}$$

35 METALS (Cu, Zn, Mn, Pb, Ag, Fe)

$$\begin{aligned}\text{Exports} &= 9,55\text{E}+06 \text{ MT/yr} && (\text{Europa, 1997}) \\ \text{Mass (g)} &= (9.55\text{E}6 \text{ MT}) * (1\text{E}6 \text{ g/MT}) \\ &= 9,55\text{E}+12 \text{ g/yr}\end{aligned}$$

36 PAPER & WOOD PRODUCTS

Exports = 3,27E+05 MT/yr (Europa, 1997)
 Energy (J) = (1.97E+07 Mt)(1.0E+06 g/Mt)(4.0 Cal/g)(4186 J/Cal)
 = 5,48E+15

37 CHEMICALS:

Exports = 1,68E+06 MT/yr (Europa, 1997)
 Energy (g) = (1.68E6 MT)*(1E6 g/MT)
 = 1,68E+12

38 SERVICES IN EXPORTS:

Dollar Value = 1.59E+10 \$US (Europa, 1997)

Table A-2. Summary of Flows in Chile, circa 1994

Variable	Item	Solar Emery (E20 sej/y)	Dollars
R	Renewable sources (rain, tide, earth cycle)	1975,39	
N	Nonrenewable resources from within Chile	691,76	
N0	Dispersed Rural Source	543,89	
N1	Concentrated Use	147,87	
N2	Exported without Use	103,79	
F	Imported Fuels and Minerals	222,63	
G	Imported Goods	170,40	
I	Dollars Paid for Imports		1,49E+10
P2I	Emery of Services in Imported Goods & Fuels	184,76	
E	Dollars Received for Exports		1,59E+10
P1E	Emery Value of Goods and Service Exports	1162,46	
x	Gross National Product		5,48E+10
P2	World emery/\$ ratio, used in imports	1,24E+12	
P1	Chile Emery/\$ ratio	5,92E+12	

Table A-3. Indices using emergy for overview of Chile. circa 1994

Item	Name of Index	Expression	Quantity
1	Renewable emergy flow	R	1,98E+23
2	Flow from indigenous nonrenewable reserves	N	6,92E+22
3	Flow of imported emergy	F+G+P2I	5,78E+22
4	Total emergy inflows	R+N+F+G+P2I	3,24E+23
5	Total emergy used, U	N0+N1+R+F+G+P2I	3,24E+23
6	Total exported emergy	P1E	1,16E+23
7	Fraction emergy use derived from home sources	(N0+N1+R)/U	0,82
8	Imports minus exports	(F+G+P2I)-(N2+B+P1E)	-6,88E+22
9	Export to Imports	(N2+P1E)/(F+G+P2I)	2,19
10	Fraction used, locally renewable	R/U	0,61
11	Fraction of use purchased	(F+G+P2I)/U	0,18
12	Fraction imported service	P2I/U	0,06
13	Fraction of use that is free	(R+N0)/U	0,78
14	Ratio of concentrated to rural	(F+G+P2I+N1)/(R+N0)	0,29
15	Use per unit area	U/(area)	4,29E+11
16	Use per person	U/population	2,32E+16
17	Renewable carrying capacity at present living standard	(R/U) (population)	8,52E+06
18	Developed carrying capacity at same living standard	8(R/U)(population)	6,82E+07
19	Ratio of use to GNP, emergy/dollar ratio	P1=U/GNP	5,92E+12
20	Ratio of electricity to use	(el)/U	/
21	Fuel use per person	fuel/population	6,31E+13

Sustentabilidad del desarrollo en Chile: Un análisis del sector exportador*

por Eugenio Figueroa B.** y Verónica Kunze N. ***

INTRODUCCIÓN

Existe clara evidencia de que la progresiva degradación de la dotación de recursos naturales y del medio ambiente en el mundo está íntimamente ligada a los modelos de desarrollo que han prevalecido hasta ahora. Esto genera urgentes interrogantes acerca de la sustentabilidad de los modelos de desarrollo en el tiempo. El concepto de desarrollo sustentable, concebido como respuesta inicial a estas interrogantes, apunta a la mantención de modelos de desarrollo que sean capaces de satisfacer las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades.

Este concepto de desarrollo sustentable, propuesto por la llamada Comisión Brundtland parece constituir hoy día el paradigma generalmente aceptado para firmar el desarrollo de las economías en el futuro.

En el ámbito económico, una aproximación hacia este nuevo paradigma, genera enormes desafíos que implican para el futuro buscar formas de producción

y consumo, determinar niveles y tasas de utilización de los recursos naturales renovables y no renovables, establecer estándares ambientales para la actividad económica y elegir ritmos y características para el crecimiento económico, que permitan a los países proveer a sus generaciones actuales los bienes y servicios que satisfagan sus necesidades y, al mismo tiempo, asegurar que las generaciones futuras contarán con los recursos y la calidad ambiental necesaria para satisfacer sus propias necesidades⁴.

El tema de la sustentabilidad de los modelos de desarrollo es de especial relevancia para Chile. El rol que juega el medio ambiente en la determinación de la calidad de vida y el bienestar de la población, la realidad de que una significativa proporción de chilenos aún viva en la pobreza, y el hecho de que el modelo económico elegido por el país esté basado fundamentalmente en el aprovechamiento de sus ventajas comparativas en los sectores relacionados a los recursos naturales, imponen la urgencia de establecer en Chile un modelo de desarrollo que sea sustentable.

Además de lo anterior, las tendencias del consumo en los mercados de los países desarrollados indican que la dificultad para exportar será creciente para aquellos países que utilizan tecnologías que dañan el medio ambiente o ponen en peligro la base de sus riquezas naturales, existiendo también indicios que los mercados domésticos han comenzado a preferir cada vez más los productos medioambientalmente más amigables (Figueroa, 1994a).

Aquí se estudia la sustentabilidad de la actual estrategia de desarrollo del país, y muy específicamente de sus sectores exportadores que han constituido los soportes de esta estrategia. Se analiza si acaso el sostenido crecimiento de las exportaciones intensivas en recursos naturales por ya casi dos décadas podría haber generado, o estar generando,

* Este trabajo se basa parcialmente en Figueroa et al. (1996) y Figueroa y Kunze (1997) y es parte de una investigación que cuenta con financiamiento de Cemento Polpaico S.A. y GASCO S.A.

** Director del Centro de Economía de los Recursos Naturales y el Medio Ambiente (CENRE) y Profesor del Departamento de Economía; Universidad de Chile.

*** Ayudante de Investigación del Departamento de Economía, e Investigadora Asociada del Centro de Economía de los Recursos Naturales y el Medio Ambiente (CENRE), Universidad de Chile.

¹ Para una discusión de los orígenes y significados del concepto de desarrollo sustentable ver Figueroa (1993).

restricciones ambientales que limiten las posibilidades de Chile para seguir manteniendo en el futuro sus actuales altas tasas de crecimiento. Se intenta determinar si el país puede seguir en su actual senda de crecimiento sin afectar significativamente su base de recursos naturales y la calidad de su medio ambiente; es decir, sin arriesgar sus posibilidades futuras de alcanzar un desarrollo sustentable.

La próxima sección caracteriza brevemente la composición y evolución de las exportaciones nacionales. La tercera sección analiza la relación entre el problema de la sustentabilidad y el dinamismo de los sectores exportadores. La cuarta sección se estudia el desempeño de los sectores exportadores intensivos en recursos naturales; agrícola, forestal, minero y pesquero, haciendo especial énfasis en los problemas de sustentabilidad presentes en cada uno de ellos. En estos sectores se analiza evidencia referente a la sustentabilidad de la explotación de recursos naturales, como biomasa pesquera, stocks mineros y forestales, haciendo alguna mención acerca del impacto de las distintas actividades exportadoras sobre la calidad ambiental. Conjuntamente, se estudia en sectores específicos las restricciones futuras para el uso de recursos que impone el dinamismo de los sectores. En especial, se enfatizan los problemas asociados al uso de los recursos agua y suelos en los sectores agrícola y forestal, y al uso de aguas en el sector minero. La sección final presenta las conclusiones.

EL SECTOR EXPORTADOR

El sector externo de la economía ha jugado un papel central en la estrategia que Chile ha elegido para desarrollarse económicamente. Como parte de esta estrategia, durante las últimas dos décadas la política económica ha intentado abrir la economía del país a los mercados internacionales. Para alcanzar los mercados externos se ha hecho un esfuerzo sostenido dirigido a mejorar la eficiencia y la competitividad en cada sector de la economía.

El resultado de este esfuerzo ha sido no sólo un crecimiento impresionante de los flujos exportados por el país, sino que también una significativa diversificación de las exportaciones. Durante el período 1970-1996 la importancia de las exportaciones en el Producto Interno Bruto (PIB) ha aumentado considerablemente desde un 15,7 por ciento en el

período 1970 - 1979 a más de un 38 por ciento en 1996. Hoy día, Chile vende alrededor de un tercio de su PIB en los mercados internacionales, sus flujos comerciales (importaciones más exportaciones) alcanzan al 60 por ciento del PIB, y la inversión extranjera representa casi el 5 por ciento del PIB. En el pasado el país era altamente dependiente de las exportaciones de cobre, las que representaban más del 80 por ciento de las exportaciones totales en las décadas de los años sesenta y setenta. Este porcentaje ha caído a menos del 45 por ciento en los últimos años. En 1996, las exportaciones de cobre fueron sólo un 36 por ciento de las exportaciones totales, mientras que las exportaciones agrícolas, pesqueras y forestales representaron un 43 por ciento, y las exportaciones industriales constituyeron un 13 por ciento.

El Cuadro 1 muestra la evolución del comercio chileno durante el período 1988-1996. El valor exportado por Chile aumentó desde US\$7.000 millones en 1988 a más de US\$15.000 millones en 1996. El valor de las exportaciones de los sectores agrícola, pesquero y forestal fue de US\$ 735 en 1988, y de US\$ 1.594 millones en 1996, lo que representa un incremento de más de un 100 por ciento en el período 1988-1996. Las exportaciones mineras fluctuaron en el período, alcanzando valores de US\$ 4.146 millones en 1988 para después casi duplicarse, llegando a US\$ 7.324 millones en 1996. Las exportaciones industriales casi se triplicaron en el período, aumentando de US\$ 2.154 millones en 1988 a US\$ 6.435 millones en 1996.

El Cuadro 2 muestra el destino de las exportaciones chilenas durante el período 1975-1996. La Unión Europea (UE) es el principal destino de las exportaciones del país con un 23,8 por ciento de las exportaciones totales en 1996, seguida de la región Latinoamericana con un 19,7 por ciento, donde el MERCOSUR constituye un destino importante con un 11,4 por ciento de las exportaciones totales. El grupo de países miembros del NAFTA (North American Free Trade Agreement), constituye un 18,5 por ciento de las exportaciones del país, cuyo socio individual más importante es Estados Unidos que recibe el 16,6 por ciento de las exportaciones nacionales. En los años recientes ha crecido significativamente el intercambio comercial con Japón, aumentando su importancia hasta un 16,2 por ciento en 1996.

Cuadro 1. Chile: Exportaciones por sector (1988 - 1996)

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
	(Mils. de US\$)								
Exportaciones	7.034,8	8.080	8.309,9	8.929,4	10.009,2	9.198,7	11.604,1	16.136,5	15.353,0
Agricultura, Silvicultura y Pesca extractiva	735,1	785,7	978,6	1.220,8	1.252,8	1.166,6	1.298,1	1.566,4	1.594,1
Minería	4.146,2	4.819	4.590,1	4.393	4.723,5	3.976	5.191,5	7.850,1	7.324,0
Industria	2.153,6	2.475,3	2.741,2	3.315,6	4.032,9	4.056,1	5.114,5	6.720,0	6.434,9
Otros	0,5	4,0	9,8	13,1	24,8	30,0	39,5	26,2	29,0

Fuente: Banco Central de Chile, Indicadores de Comercio Exterior

Cuadro 2. Chile: Principales destinos de las exportaciones (años seleccionados).

DESTINO	1975	1983	1994	1996
	(%)			
Unión Europea	44,7	35,6	23,3	23,8
América Latina	23,2	12,1	19,2	19,7
MERCOSUR	16,4	7,7	11,7	11,4
Argentina	10,0	3,1	5,5	4,6
Brasil	5,9	4,3	5,2	6,1
Paraguay	0,1	0,1	0,5	0,4
Uruguay	0,4	0,2	0,5	0,3
NAFTA	10,6	29,8	19,7	18,5
Canadá	1,2	1,6	0,6	0,9
Estados Unidos	8,8	28,2	17,3	16,6
México	0,6	0,0	1,8	1,0
Japón	11,2	9,1	17,0	16,2

Fuente: Elaboración propia en base a cifras del Banco Central de Chile, Indicadores de Comercio Exterior

Al analizar el origen sectorial y la composición de las exportaciones en los últimos años, se evidencia que continúa siendo válido que históricamente la explotación de recursos naturales ha constituido la base sobre la que se han desarrollado las principales actividades económicas del país, en la forma de producción de bienes primarios o como insumos en la producción de bienes más elaborados.

En efecto, las exportaciones chilenas están constituidas principalmente de materia primas, productos no-procesados y bienes procesados generados por la base recursos naturales del país. En efecto, en 1994, casi el 52 por ciento de las exportaciones totales correspondieron a recursos naturales no-procesados, y más del 35 por ciento a recursos naturales procesados (Cuadro 3). Puede decirse entonces, que cerca del 90 por ciento del total de las exportaciones del país provienen de sectores económicos relacionados al uso y la explotación de los recursos naturales.

Esta evidencia no es sorprendente en un país como Chile que cuenta con una abundancia relativa de recursos naturales y que, en consecuencia, se encuentra con sus ventajas comparativas fuertemente concentradas en productos que usan intensivamente estos factores. De esta forma, aún cuando la apertura comercial de la economía que se ha venido dando desde mediados de los años 1970 ha permitido una mayor diversificación de las exportaciones nacionales, ella se ha verificado, en general, incorporando nuevos productos también intensivos en recursos naturales. Por lo tanto, ha sido precisamente el aprovechamiento de las ventajas comparativas del país el que ha provocado un fuerte crecimiento de los sectores exportadores intensivos en recursos naturales.

Es así que, durante el período 1975-1996, las exportaciones forestales fueron las que presentaron el mayor dinamismo, creciendo a una tasa promedio anual de 18,3 por ciento. El crecimiento es también bastante alto en las exportaciones pesqueras y agrícolas que crecieron anualmente un 17,9 y 17,3 por ciento respectivamente. Las exportaciones mineras han crecido a un ritmo bastante menor, con una tasa promedio anual de 6,7 por ciento, inferior al crecimiento de 8,1 por ciento de las exportaciones totales (Cuadro 4)

EL PROBLEMA DE LA SUSTENTABILIDAD

El concepto de desarrollo sustentable tiene un amplio campo de aplicación en el estudio de la evolución del sector exportador nacional. Si el país quiere mantener un crecimiento de sus exportaciones que sea sostenido en el tiempo, se debe procurar que éste sea compatible con una explotación racional de los recursos naturales y el mantenimiento en niveles socialmente aceptables de la calidad del medio ambiente afectado por las distintas actividades exportadoras.

La gran expansión de las exportaciones nacionales ha implicado, sin lugar a dudas, un incremento de gran magnitud de la demanda por recursos naturales renovables y no renovables. Aunque no existen estudios suficientes acerca del impacto sobre el medio ambiente y el stock de riquezas naturales de este mayor dinamismo impulsado por la apertura comercial, existe la presunción de que la presión sobre algunos ecosistemas agrícolas, forestales y marinos ha aumentado considerablemente.

A nivel de América Latina existen algunos análisis que vinculan la expansión de las actividades exportadoras con impactos medioambientales negativos. En algunos casos, existe evidencia acerca de que las industrias intensivas en recursos naturales que se expanden, como la minería, celulosa y papel, y pesquera, se caracterizan por ser altamente contaminantes. (CEPAL, 1992). En otros, se establece que muchas de las industrias que se desarrollaron o expandieron con la apertura comercial parecen ser mucho más contaminantes que la mayoría de las que prevalecían en el período anterior a la apertura (López, 1993). Sin embargo, en el caso de Chile, Gómez-Lobo (1992) indica que a nivel industrial, la reestructuración económica producida por la apertura ha generado un impacto ambiental positivo, al expandirse más fuertemente industrias relativamente menos contaminantes.

No obstante lo anterior, la expansión de las actividades exportadoras no necesariamente debiera conducir a una sobreexplotación de los recursos naturales y a una degradación medioambiental mayor. En este contexto, son también importantes las variables relativas a la legislación ambiental existente,

Cuadro 3. Chile: Composición de la exportaciones (1986-1994)

DESTINO	Recursos Naturales No-procesados		Recursos Naturales Procesados		Otros Productos Industriales	
	1986	1994	1986	1994	1986	1994
	(%)					
Mundo	66,1	51,7	29,4	35,6	4,5	12,7
EE.UU.	68,0	50,1	27,1	37,1	4,9	12,8
Unión Europea	73,6	65,9	24,5	29,6	1,9	4,5
Japón	78,9	53,3	20,2	45,8	0,9	1,0
ALADI	51,6	26,7	40,6	38,3	7,8	34,7

Fuente: Saez, 1994

Cuadro 4. Chile: Crecimiento de las exportaciones (1975-1996)

Sector	Tasa de Crecimiento ⁽¹⁾
Forestal	18,3
Pesquero	17,9
Agrícola	17,3
Minero	6,7
Total	8,1

Nota: (1) Calculado como promedio aritmético de las tasas de crecimiento anuales.

Fuente: Exportaciones nominales: Banco Central. Exportaciones reales: Elaboración propia en base a cifras del Banco Central e índices de precios de Sáez (1992).

las características de los derechos de propiedad sobre estos recursos y la introducción de cambios tecnológicos.

Por ejemplo, López (1991) plantea que en la generación de productos forestales o pesqueros, la que depende de los stocks disponibles de estos recursos, existe un efecto importante de las características de los derechos de propiedad. Si los costos ambientales son internalizados por los propietarios-usuarios del recurso, éstos tendrán mayores incentivos a invertir en la mantención del stock del recurso, explotándolo racionalmente. En

cambio, si no existen derechos de propiedad o éstos están mal definidos, como es el caso de los bienes de propiedad compartida, se incentiva la sobreexplotación, produciéndose un rápido agotamiento del recurso.

En Chile existe evidencia que ha habido un aumento de la contaminación de ríos, lagos y ciudades, se ha acelerado la reducción de biomasa en algunas pesquerías, se ha perdido parte de la biodiversidad en ecosistemas forestales y agrícolas y se ha acentuado la degradación de áreas recreacionales en diversas regiones (CONAMA, 1991). En este

sentido, cuán responsable de esto ha sido el desarrollo exportador nacional es un tema de debate, que necesita de una mayor investigación, en orden a establecer la magnitud del impacto asociado al dinamismo de las exportaciones, su grado de reversibilidad, el impacto de los avances tecnológicos sobre la explotación de los recursos y la contaminación ambiental, y los efectos de los nuevos cuerpos legales que han pasado a formar parte de la legislación ambiental del país en los años recientes.

EL PROBLEMA DE LA CONSERVACION DE LA BIODIVERSIDAD ²

La biodiversidad se define frecuentemente como la variedad que existe en los seres vivos y sus complejos ecológicos (Spotorno, 1996). Incluye tanto el número como la frecuencia de ecosistemas, especies y genes de un determinado conjunto biológico. La cantidad y variedad de especies en los actuales ecosistemas, su constitución genética y la distribución de los distintos organismos en las cadenas alimentarias y en el espacio, constituye un amplio acervo de soluciones biológicas únicas, discontinuas y jerarquizadas que han sido heredadas del pasado.

La diversidad de especies en la Tierra ha sido creciente desde el comienzo de la vida hasta hoy. No obstante, este lapso de tiempo se ha caracterizado tanto por períodos de aumentos significativos de la diversidad como por períodos de dramática extinción. En Chile, se contabiliza un total de 32.000 especies descritas; sin embargo, faltan varios grupos de los cuales se sabe muy poco. En opinión de los especialistas, el número de vertebrados alcanzaría a unas dos mil especies de los cuales la mitad son peces marinos (Oroz, 1990). Respecto al grado de endemismo de la flora y fauna chilena, sólo se dispone de cifras para algunos grupos. Por ejemplo, de las 136 especies de mamíferos terrestres y marinos, 37 son endémicas (Spotorno, 1996).

Contar simplemente el número de especies de un lugar no considera el importante hecho de si una de

ellas pertenece a un grupo con muchas otras especies parecidas, o si es la única especie del único género de la única familia que todavía sobrevive (Spotorno, 1996). Evidentemente, la extinción de esta última especie sería gravísima, porque con ella desaparece definitivamente una constelación extremadamente única de características biológicas que existen sólo en esa especie, y que es un producto génico acumulado por procesos evolutivos de larga duración. Es el caso del marsupial "Dromiciops australis", especie endémica y autóctona del bosque valdiviano chileno llamado comúnmente "monito del monte" o "colo-colo" (Kongol-Kongol, en lengua mapuche), el cual es efectivamente la única especie del único género de toda la familia Microbiotheridae que fue evolucionando en Sudamérica durante los últimos 50 millones de años.

Se puede nombrar otras especies que han sido motivo de estudio en Chile. Como por ejemplo, el ácaro chileno "Ambriseus chilensis", que puede reemplazar el uso de pesticidas en la eliminación de la "arañita afitofaga" que ataca a los frutales, y el roedor "Ctenomys" o "Tucu-Tucu", que se encuentra en los sectores andinos, principalmente en el norte chileno.

Desgraciadamente, desde hace algún tiempo, la sobreexplotación de especies ha conducido inevitablemente a la pérdida de diversidad genética - es decir, a la pérdida de la variabilidad de las características genéticas de cada especie- y por lo tanto, de sus características biológicas. Este hecho, ha reducido su capacidad para adaptarse a la contaminación, el cambio climático, la enfermedad y otras formas de adversidad ambiental. De esta manera la pérdida de biodiversidad, provocada por la sobreexplotación de especies, podría llevar a la extinción a especies como el "colo-colo" y otras, lo cual afectaría decisivamente la base genética necesaria para el mejoramiento y mantenimiento continuo de los seres vivos existentes, inclusive al hombre.

En Chile, existe evidencia de que el rápido crecimiento de la actividad económica de las últimas décadas, ha aumentado la presión sobre algunos ecosistemas, el medio ambiente y la base de recursos naturales del país (Figueroa, 1994 ; Figueroa, et al 1995). Para enfrentar esto, gran cantidad de recursos

² Esta sección sigue de cerca a Varela (1997).

privados (especialmente de ONGs³) y públicos están siendo dedicados a la conservación de la diversidad biológica. Desafortunadamente, y debido a la "omnipresencia"⁴ del problema, estos recursos se hacen escasos por lo que es necesario adoptar algún criterio de selección de especies. En ese sentido podría ser razonable conservar aquellas especies cuya extinción significaría la mayor pérdida de diversidad biológica. En otras palabras, ante la limitación de recursos para poder proteger todas las especies en peligro, puede ser razonable "dejar que se extingan" aquellas especies que significarían la menor pérdida de diversidad biológica. Luego, bajo este criterio, serían conservadas aquellas especies menos emparentadas y más disímiles; y serían "abandonadas" a su extinción aquellas especies más emparentadas y de mayor similitud genética. En la práctica, una justificación para este razonamiento es la conservación de especies para su posible uso futuro, por ejemplo para propósitos medicinales y de investigación.

Un problema fundamental es que en general los valores de uso directo (en algunos casos), indirecto, de opción y de existencia de las especies no son reflejados íntegramente en los precios de mercado, siendo justamente el mercado el asignador de precio o valor para todos los bienes y servicios privados consumidos por las personas. Luego, ante la no-valoración, o la subvaloración, de la mayor parte de los componentes del valor de la biodiversidad, las actuales elecciones de uso de hábitats y tierras naturales son usualmente sesgadas en favor de

opciones de desarrollo y conversión, cuya rentabilidad y beneficios son reflejadas por los precios del mercado. El resultado es la sobreexplotación y subconservación de las tierras y productos de la naturaleza, es decir, una solución de subóptimo social. Esta sería la situación, según algunos, de ciertos recursos de biodiversidad relacionados con los bosques nativos o las plantaciones forestales ligadas a la dinámica actividad exportadora nacional de los últimos años.

Al no ser capturada la mayor parte de los componentes del valor económico total de la biodiversidad -que incluye todos los beneficios provistos por ella, el mercado favorece en exceso opciones de desarrollo y conversión de hábitats naturales en proyectos comerciales⁵. Esto provoca la creciente degradación de los recursos naturales y el peligro de que llegue algún día en el que estos recursos se agoten a tal punto que la cantidad y diversidad de especies existentes no sean capaces de sostener la vida en la Tierra. Ante el problema "económico" recién expuesto, la Ley de Bases del Medio Ambiente de Chile -Ley 19.300 de marzo de 1994- establece un procedimiento mediante el cual los proyectos productivos que afecten apreciablemente el medio ambiente deben realizar un Estudio de Impacto Ambiental (EIA). Este documento debe describir las características de la actividad que se desea realizar, la identificación de su impacto ambiental, y las medidas que serán adoptadas para reducir o eliminar el problema. En caso de ser aprobado dicho estudio se concede al proyecto el permiso ambiental correspondiente, el cual es un requisito para su ejecución.

SECTORES EXPORTADORES: CRECIMIENTO Y SUSTENTABILIDAD

El impacto sobre la calidad ambiental y la explotación de las riquezas naturales del país originado por el dinamismo de los sectores exportadores es distinto dependiendo básicamente de sus ritmos de crecimiento, de cuán intensivos son en el uso de recursos naturales y de cuán contaminadores son sus procesos productivos⁶. De manera que, el análisis siguiente se concentra en la evolución de las exportaciones de cada uno de los sectores antes mencionados, con el objetivo de capturar las diferencias en sus ritmos de crecimiento y los posibles problemas de sustentabilidad presente en cada uno de ellos.

³ Organizaciones no Gubernamentales. En este grupo, además de las ONG, se incluyen otros grupos menores en términos de su aporte a la conservación de la biodiversidad. Este incluye a universidades, empresas y particulares.

⁴ Ya que ocurre en muchas partes distintas y en el mismo momento.

⁵ Algunos ambientalistas sostienen que este es el caso de algunos ecosistemas incluidos en bosques nativos u otras áreas, que han sido eliminados por la implantación de bosques artificiales para alimentar la actividad exportadora forestal del país.

⁶ Además es altamente relevante, desde esta perspectiva, la ubicación geográfica de las actividades productivas.

Sector agrícola⁷

Las exportaciones de productos agrícolas han presentado un alto grado de dinamismo durante el período 1975-1996, lo que ha permitido a Chile dejar de ser el importador neto de productos agrícolas que era en los años sesenta, para transformarse en un exportador cada vez más importante de estos productos.

Las exportaciones agrícolas han crecido a una tasa promedio anual de 17,3 por ciento por más de dos décadas. Durante los últimos años, asociado a la apreciación del tipo de cambio real, el crecimiento de las exportaciones del sector ha bajado en intensidad, pero sigue siendo bastante alto, superior al crecimiento de las exportaciones totales. En efecto, durante el período 1990-1996 las exportaciones agrícolas crecieron a una tasa anual promedio de 11,6 por ciento.

Este fuerte dinamismo ha permitido al sector agrícola aumentar su contribución en el total de las exportaciones. En 1975, las exportaciones agrícolas representaban un 3,8 por ciento de las exportaciones totales, con un promedio de 5,0 por ciento en el período 1975-1980. En cambio, en 1996 su importancia ha aumentado a un 9,8 por ciento, con un promedio de 10,2 por ciento en el período 1990-1996 (Cuadro 5).

El subsector más importante en las exportaciones agrícolas es el frutícola, que lideró el espectacular desarrollo agroexportador de la década pasada. Durante las últimas décadas, su participación en las exportaciones agropecuarias ha aumentado desde 36 por ciento en los años setenta, hasta casi un 80 por ciento en los años de la presente década. Este notable crecimiento de las exportaciones de fruta ha generado un aumento, también de gran magnitud, en la superficie plantada con frutales en el país. En efecto, el área plantada con frutales creció desde 85 mil hectáreas en 1980 a más de 182 mil hectáreas en 1992, lo que representa un aumento superior al 120 por ciento (Figuerola, 1994b).

El impacto de este notable crecimiento de las exportaciones agrícolas, indudablemente no es neutral desde el punto de vista de las condiciones ambientales y su uso intensivo de recursos naturales como agua y suelos.

Desde el punto de vista de la calidad del medio ambiente existe una gran preocupación acerca del aumento en el uso de pesticidas, cuyos componentes químicos son introducidos en el aire, agua y suelos, deteriorando su calidad. Las fuertes exigencias fitosanitarias en los mercados mundiales actúan, en este caso, en dos sentidos. Por un lado, el cumplimiento de estas exigencias incentiva el uso de pesticidas, pero por otro lado, la imposición de límites máximos al contenido de ellos en los productos y la prohibición de contenido de pesticidas altamente tóxicos, reducen un uso más intensivo.⁸

Cuadro 5. Chile: Exportaciones agrícolas (1975-1996)

Período	Tasa de Crecimiento ⁽¹⁾	% de Exportaciones Totales
1975 - 1980	28,1	5,0
1980 - 1985	15,6	7,7
1985 - 1990	19,2	10,7
1990 - 1996	11,6	10,2
1975 - 1996	17,3	8,4

(1) Calculado como promedio aritmético de las tasas de crecimiento anuales.

Fuente: Exportaciones nominales : Banco Central. Exportaciones reales : Elaboración propia en base a cifras del Banco Central e índices de precio en Sáez (1992).

⁷ Las exportaciones agrícolas consideradas son aquellas correspondientes a productos primarios, por tanto, su importancia relativa en las exportaciones presenta problemas de subestimación, relativo a las exportaciones forestales y pesqueras, en las cuáles si se consideran productos de mayor valor agregado, como celulosa y papel para la primeras, y harina de pescado y conservas para las segundas.

⁸ Además, debe considerarse que muchos pesticidas organoclorados usados en la agricultura tradicional, no se utilizan en la agricultura de exportación (Gómez-Lobo, 1992).

En el caso de la contaminación de aguas por el uso de fertilizantes y pesticidas, ésta parece ser bastante limitada. En general, los fertilizantes y pesticidas son aplicados durante la temporada de verano, en la cual se presentan bajas precipitaciones en el país. Esto limita la posibilidad de una contaminación significativa de la actividad agrícola sobre aguas superficiales y subterráneas. Sin embargo, los flujos que retoman de la irrigación pueden potencialmente depositar nutrientes y pesticidas en los cuerpos de aguas. Aunque, en general, han existido proposiciones que esto sería una fuente importante de contaminación de las aguas, el Ministerio de Agricultura (1994) ha establecido que no es posible determinar con exactitud si los contaminantes del agua provienen de las aguas servidas o de fertilizantes aplicados a los productos, debido a que la característica difusa de estas fuentes hace extremadamente compleja la cuantificación de las emisiones de las múltiples fuentes existentes.

En Chile se han realizado estudios tendientes a identificar y cuantificar la contaminación de las aguas (Vallejos, 1971; Lagos, 1990; González 1990). En ellos se ha identificado la presencia de los siguientes contaminantes: (i) contaminación microbiológica, (ii) metales pesados tales como cobre, molibdeno, plomo y manganeso, (iii) sodio y (iv) nitratos. No obstante, estos estudios se centran en fuentes fijas de emisión y además no permiten establecer cómo ha cambiado a través del tiempo la importancia de los contaminantes asociados a las labores agrícolas. Asimismo, Alamos y Peralta (1989) señalan sin cuantificar la importancia de las fuentes difusas, entre ellas la agricultura, en la contaminación de aguas.

En un estudio más reciente, Steffen (1993) afirma que el aumento de la afluencia y asentamientos humanos en torno a los lagos araucanos del sur de Chile, como el uso de sus aguas y de los terrenos circundantes en faenas agrícolas, forestales y de acuicultura han incrementado significativamente los ingresos de nutrientes a estos sistemas.

Existen otros problemas relacionados con los efectos del uso de pesticidas sobre la salud de los trabajadores agrícolas, los residuos en alimentos, y la flora y la fauna. Respecto a lo primero, Mella (1994) sugiere una posible conexión entre el aumento en el

uso de químicos en las actividades exportadoras frutícolas el aumento en la tasa de nacimientos de niños con malformaciones en la región central del país.

En términos generales, existe un daño potencial sobre la calidad medioambiental al expandirse la producción agrícola, no obstante, este es inherente a cualquier actividad productiva. De manera, que las estimaciones concretas de su impacto negativo sobre el medio ambiente y los problemas de sustentabilidad que plantea para el crecimiento del sector, necesitan de estudios más acabados para establecer en forma certera cuál es el verdadero impacto de ella y como éste ha evolucionado con el mayor dinamismo de la actividad agrícola.

Sector forestal

Las exportaciones de productos forestales han mostrado un marcado incremento durante las últimas décadas, constituyéndose en el sector más dinámico de la economía. En efecto, su tasa de crecimiento anual de 18,3 por ciento es considerablemente superior a la tasa de crecimiento de las exportaciones totales. Este fuerte dinamismo le ha permitido aumentar persistentemente su participación en las exportaciones totales desde un 7,9 por ciento en 1975, a un 11,6 por ciento en 1996 (Cuadro 6).

Cuadro 6. Chile: Exportaciones forestales (1975-1996)

Período	Tasa de Crecimiento ⁽¹⁾	% de Exportaciones Totales
1975 - 1980	42,3	9,8
1980 - 1985	1,2	10,0
1985 - 1990	13,2	10,0
1990 - 1996	18,1	12,3
1975 - 1996	18,3	10,6

(1) Calculado como promedio aritmético de las tasas de crecimiento anuales.

Fuente: Exportaciones nominales : Banco Central. Exportaciones reales : Elaboración propia en base a cifras del Banco Central e índices de precio en Sáez (1992).

Actualmente los principales productos exportados por el sector son celulosa (44%), madera aserrada (11.4%), astillas (10%), trozos de madera (6.9 %) y papel (4.9%).

El impacto sobre el medio ambiente y la base de recursos naturales del país, originado por el comportamiento altamente dinámico de las exportaciones forestales ha sido objeto de un amplio debate en los últimos años, en especial en lo que dice relación con la conservación del bosque nativo.

Gómez-Lobo (1992) indica que la expansión de las exportaciones forestales ha tendido a generar efectos positivos y negativos desde el punto de vista medioambiental. Por un lado, el sostenido incremento de las plantaciones de especies exóticas, inducidas por el crecimiento de las exportaciones, tienen un impacto medioambiental positivo, ya que se han realizado sobre áreas previamente erosionadas⁹. Sin embargo, la mayor plantación de especies exóticas ha ocurrido a expensas de una sustitución del bosque nativo, lo que tendería a alterar los ecosistemas naturales, con negativos efectos sobre la diversidad de flora y fauna, características hidrológicas y otras funciones ecológicas¹⁰.

Núñez (1992), analiza los problemas de sustentabilidad presentes en el sector forestal nativo de la X región durante la década de los ochenta. Los resultados obtenidos, basados en el método de depreciación para un recurso renovable, llevan a concluir que una parte considerable del crecimiento se ha basado sobre el consumo de bosque nativo, lo que plantea fundados temores acerca de la posibilidad de mantener un crecimiento de este tipo. En efecto, una cifra cercana al 19 por ciento del PIB forestal de la región no constituyó ingreso económico propiamente tal, sino que correspondió a un proceso de descapitalización del recurso nativo. En términos de tasa de crecimiento, si se corrige por la depreciación del stock de bosque nativo, el PIB forestal regional crece a una tasa anual de 1,3 por ciento, inferior al

crecimiento de 2,1 por ciento obtenido por la metodología de cuentas nacionales. Esta diferencia se hace mayor en el período luego de la recesión. Entre 1983 y 1990, el PIB corregido crece a una tasa anual de 2,6 por ciento, sustancialmente menor al 9,1 por ciento del PIB tradicional.

El bosque nativo también presenta problemas de reducción en otras zonas del país. Según estimaciones de Lara et.al (1989), entre 1978 y 1987, el área boscosa nativa de las regiones VII y VIII se había reducido en 31 por ciento.

El problema de conservación del bosque nativo ha tendido a verse agravado por el significativo aumento de la exportación de astillas durante los últimos años. Entre 1986 y 1994, las exportaciones totales de astillas aumentaron desde 124 mil a más de 3 millones de toneladas. Las astillas de especies nativas aumentaron desde 14 mil toneladas en 1986 a 2,1 millones de toneladas en 1992. De esta manera, la participación de las astillas nativas en las exportaciones totales de astillas ha aumentado considerablemente desde un 11,2 por ciento en 1986 a un 65,6 por ciento en 1992.

La evidencia anterior muestra algunos importantes problemas de sustentabilidad del crecimiento del sector forestal, asociados principalmente a su impacto sobre el bosque nativo. Sin embargo, como lo hace presente Kerrigan (1994), existe la necesidad de adquirir un conocimiento más acabado acerca de la magnitud y el grado de reversibilidad de los efectos negativos asociados a este proceso de sustitución de bosques nativos. Además, en la actualidad no existen metodologías ni estudios universalmente aceptados para medir los impactos netos de las distintas actividades extractivas del sector forestal nacional (CONAMA, 1992).

Dado el extraordinario crecimiento experimentado por los sectores agrícola y forestal durante las últimas décadas, cabe preguntarse entonces, qué otros factores pueden surgir como potencialmente limitantes para mantener las presentes tasas de crecimiento. Ligados a estos sectores, los factores más importantes que podrían limitar la sustentabilidad de sus actuales tasas de crecimiento son la disponibilidad de suelos y aguas. A continuación se analizará cada uno de estos factores para determinar si efectivamente se constituyen como limitantes en el crecimiento de los sectores agrícola y forestal.

⁹ Según la CONAMA (1992), el 95 por ciento de las nuevas plantaciones se realizaron en áreas que en 1970 constituían zonas con altos niveles de erosión.

¹⁰ Además, el bosque nativo tiene un valor artístico y cultural, que las plantaciones exóticas no poseen.

a. Suelos

En el Cuadro 7 se presenta el número de hectáreas disponibles en el país desglosadas por su capacidad de uso. De este cuadro se desprende que de un total de 46 millones de hectáreas, sólo un 11 por ciento son arables; el total de hectáreas arables es de aproximadamente 5 millones. De este total de hectáreas arables, un 13, 19, 20 y 24 por ciento se encuentran en la VII, VIII, IX y X regiones, respectivamente. Estas cuatro regiones contienen un 76 por ciento del total de hectáreas arables.

Por otro lado, del total arable, solamente un 26 por ciento es de riego. El área total arable de riego

asciende a 1,3 millones de hectáreas. En términos de importancia regional la VI, VII y VIII regiones representan 19, 30 y 18 por ciento del total, respectivamente.

En el Cuadro 8 se presenta el uso actual del suelo por región y por subsector. De estas cifras se desprende que actualmente se utilizan aproximadamente 6 millones de hectáreas, lo que representa un 13 por ciento del total disponible. Además, se aprecia que las regiones que presentan un uso más intensivo del suelo son la VI (41%), VII (39%), VIII (33%) y IX (38%). Cada una de éstas utiliza en promedio entre 30 y 40 por ciento del suelo disponible.

Cuadro 7. Chile: Capacidad de uso del suelo, por región.

Región	Arable		Total Arable	Total No Arable	Total
	Riego	Secano			
	(hectáreas)				
I	17.210,3	42,1	17.252,4	821.557,7	838.810,1
II	18.566,5	0,0	18.566,5	12.100,4	30.666,9
III	19.888,4	3.592,7	23.481,1	4.493.465,1	4.516.946,1
IV	75.501,8	67.565,8	143.067,6	3.395.708,5	3.538.776,1
V	94.352,5	103.679,2	198.031,7	1.475.543,3	1.673.575,0
VI	242.707,3	137.028,5	379.735,8	1.189.802,8	1.569.538,7
VII	388.373,1	252.440,0	640.813,1	2.185.129,8	2.825.943,0
VIII	237.916,2	710.547,7	948.463,9	2.667.330,2	3.615.793,9
IX	43.723,4	934.474,0	978.197,4	2.060.174,2	3.038.371,7
X	15,8	1.165.245,8	1.165.266,1	5.005.039,1	6.170.300,7
XI	1.107,5	14.142,9	15.250,4	7.592.202,3	7.607.452,8
XII		22.003,1	22.003,1	8.981.491,7	9.003.494,8
RM	192.327,7	87.267,4	279.595,1	1.218.207,6	1.497.802,2
Total	1.331.690,5	3.498.029,2	4.829.719,7	41.097.752,7	45.927.471,9

Fuente : INE (1991)

Cuadro 8. Chile: Uso actual del suelo, por región 1990/1991

Región	Cultivos	Forrajeras	Praderas	Hortalizas	Frutales	Víñas	Barbecho	Total
	(hectáreas)							
III	1.110	660	4.780	950	5.930	400	4.840	18.670
IV	9.280	990	23.720	4.000	9.490	5.980	14.840	68.300
V	21.070	5.560	209.350	1.450	33.840	130	23.090	294.490
VI	128.310	3.270	415.400	15.220	54.400	5.310	28.440	650.350
VII	165.810	3.180	828.550	11.530	26.080	22.580	39.220	1.096.950
VIII	210.240	11.860	896.620	5.540	3.530	22.160	55.190	1.205.140
IX	256.850	26.950	833.290	3.500	2.580	0	33.270	1.156.440
X	69.080	21.990	1.011.640	4.080	6.670	0	5.970	1.119.430
RM	52.690	7.540	254.760	25.940	44.610	2.950	16.080	404.570

Fuente : INE, 1990/91

Al analizar la información de los Cuadros 7 y 8, resumida en el Figura 1, se observa que el factor suelo no limita, en la actualidad, el crecimiento del sector silvo-agropecuario. De hecho, las hectáreas en uso totales son menores o casi iguales a las hectáreas arables en la mayoría de las regiones analizadas. Por ende, las tierras marginales actualmente no se utilizan en su totalidad. Para aumentar el uso de estas hectáreas marginales se deben, en general, realizar inversiones tales como mejorar drenaje, pendiente, profundidad y fertilidad.

Una limitante potencial al aumento de uso de estos suelos marginales será la alta susceptibilidad de erosión. De acuerdo a información parcial que cubre 34,5 millones de hectáreas (46% de la superficie continental del país), existirían 2,4 millones de hectáreas muy gravemente erosionadas, 9,2 millones de hectáreas con erosión grave, 15,5 millones de hectáreas en proceso de erosión moderada y 7,4 millones levemente afectadas, cifras que representan un 3,16, 12, 20 y 9,7 por ciento de la superficie de Chile continental respectivamente (IREN, 1979).

Los procesos erosivos afectan en forma desigual a las diferentes regiones del país. En la zona árida y semiáridas (I a IV regiones), la erosión grave fluctúa

entre 1 y 1,4 millones de hectáreas por región, destacando la III región con 1 millón de hectáreas muy gravemente erosionadas. En la zona húmeda y patagónica este tipo de erosión llega al orden de 1 millón de hectáreas por región a partir de la VIII región.

La erosión moderada en la zona norte fluctúa entre 1,1 y 1,4 millones de hectáreas, excepto la II región con 0,8 millones de hectáreas. A partir de la VIII región al sur las cifras de erosión moderada comienzan en 1,1 millones para llegar a la XII región con 3,5 millones de hectáreas afectadas. En la zona central la erosión se presenta especialmente en la cordillera de la costa, zona donde en 1965 se determinó que el 60 por ciento de la superficie se encontraba afectada por este proceso.

Por otra parte, se estima que sobre 36 millones de hectáreas en el país se encuentran en proceso de desertificación, excluyendo los desiertos (Peralta, 1987). Se estima en 550 ha/año las pérdidas irreversibles de suelos agrícolas como resultado de la erosión (CONAF, 1989).

La tala indiscriminada de vegetación arbórea, el sobrepastoreo y el empleo inadecuado o ausencia de

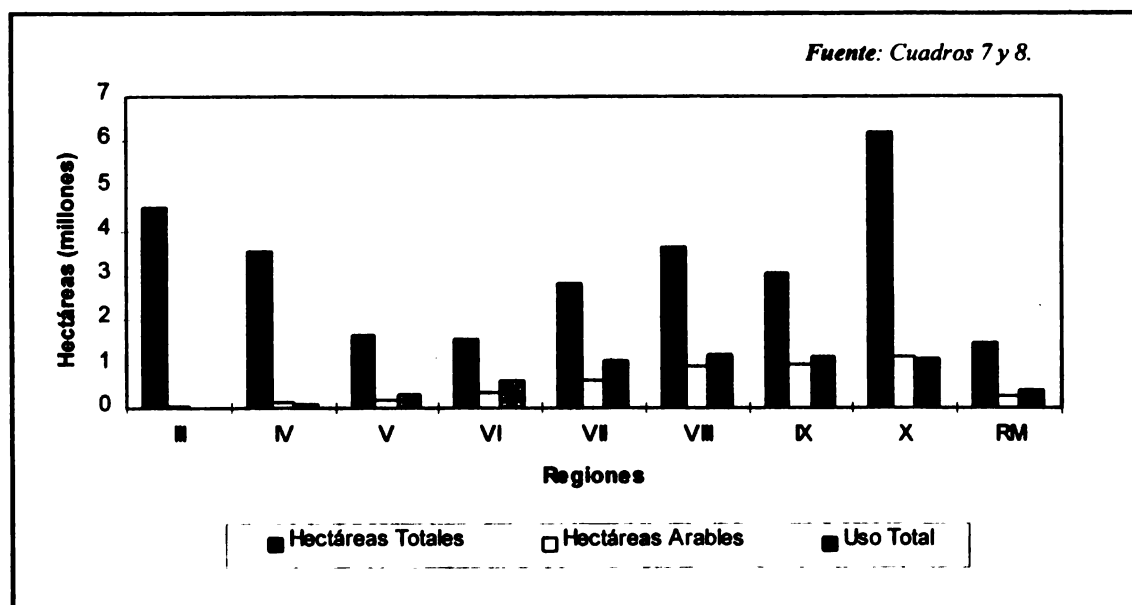


Figura 1. Chile: Superficie agrícola forestal actual en relación a la superficie arable total y total por región.

prácticas de conservación de suelos producen erosión. A nivel regional, las principales causas de erosión y desertificación son: tala y sobrepastoreo en el altiplano de la I y II regiones; sobrepastoreo y siembras entre la III y V regiones y en la cordillera de la costa y precordillera de los Andes entre la V y IX regiones; explotación irracional e incendios forestales entre la IX y XI regiones; y sobrepastoreo en la XII región. Estos procesos de degradación se produjeron fundamentalmente hasta mediados de este siglo. En la actualidad se estima que este fenómeno ha caído en magnitud, principalmente debido al abandono de cultivos en terrenos con altas pendientes, motivado fundamentalmente por razones económicas.

En la agricultura de riego, dadas las características topográficas y productivas, la erosión no es un problema significativo, sino que los problemas existentes se refieren a la sedimentación de embalses y canales debido a la erosión en la precordillera de los Andes. En la Cordillera de la Costa los recursos hídricos para el riego y las tierras regables son escasas, por lo que este problema no es de importancia.

Por otro lado, al comparar las cifras de la evolución de la superficie plantada forestal a nivel nacional y regional (Cuadros 7 y 8) con las hectáreas disponibles en todo el país y por región, queda de manifiesto que el uso del suelo por parte del sector forestal estaría muy por debajo de la potencialidad del país en términos de las superficies con aptitud forestal.

Además, a pesar que la totalidad de las mejores tierras arables, estarían utilizadas casi en un 100 por ciento, aún existe la posibilidad de mantener el crecimiento a través de los avances tecnológicos. De hecho, aunque el rendimiento nacional ha evolucionado positivamente, el promedio nacional es menor a los rendimientos potenciales.

Del análisis anterior se puede concluir que el factor suelo no constituye una limitante para la sustentabilidad del crecimiento de los sectores agrícola y forestal.

b. Aguas

El desarrollo socioeconómico de Chile tendrá una fuerte incidencia en los requerimientos de agua para los diferentes usos, convirtiéndose en muchos casos en un factor limitante al crecimiento. Por otra parte, el desarrollo de nuevas tecnologías permitirá un

mayor ahorro y eficiencia en el uso del agua. (Peña, 1990).

La capacidad de embalse en el país ha experimentado diferentes cambios desde 1965 a la fecha de acuerdo a la zona geográfica de que se trate. En la zona norte del país, de la I a la IV regiones, la principal obra de embalse construida es el embalse La Paloma, sobre el río Limarí, a fines de los años sesenta y comienzos de los setenta, que permitió más que duplicar la capacidad de embalse de la zona norte, además de obras menores, como son El Mollar y Conchi, todos estos con fines de riego.

En la zona central, de las regiones V a VIII, las principales obras construidas son el embalse Rapel (1968), Colbún (1985), y Pehuenche (1990), todas con fines de generación hidroeléctrica. No obstante Colbún fue construido con objetivos múltiples, en la práctica no se ha materializado su uso en riego. Otras obras de envergadura construidas en el citado período son el embalse El Yeso (1967) con fines de riego y agua potable en la Región Metropolitana; Los Crist (1977) con fines de riego en la VI región; Diagua (1968) para riego de la VII región, además de otras obras menores destinadas en su mayoría al riego.

En la zona centro-sur del país, entre las regiones VIII y IX, la única obra de importancia construida en este período es el embalse Coihueco (1971) en la VII región, construido con fines de riego. Además se planea para la década de los años 90 la construcción de importantes embalses sobre el río Bio-Bio para generación hidroeléctrica.

Como se desprende de los antecedentes citados, las obras de control de flujos construidas en el país durante el período 1965-1990 se concentran mayoritariamente en la zona central, y en su mayor parte destinados a la generación hidroeléctrica, siendo las pocas obras destinadas a riego de principios de este período.

El uso del recurso agua en el sector puede aparecer como limitante en la medida que se genere un conflicto con sus otros usos alternativos, los cuáles se revisan a continuación.

- (i) **Agua potable:** la actual población de más de 14 millones de habitantes se proyecta llegaría en el año 2050 a unos 18,5 a 26,6 millones. Tomando una población de 21 millones, con la actual tasa de consumo de 200 l/hab/día, se llega a una

demanda equivalente a 48,6 m³/seg, caudal que no es significativo frente a las disponibilidades del país. Los problemas de abastecimiento de agua potable se localizan en algunas zonas específicas: Norte Grande, Santiago y localidades del litoral central.

Por ejemplo, las proyecciones de población de la ciudad de Santiago, indican valores del orden de los 7 millones de habitantes para el año 2010, y sobre 8 millones para el año 2050. Suponiendo las actuales tasas de consumo, éste subiría de un promedio anual de 12 m³/seg actualmente a un promedio de 20 m³/seg en el año 2050. El río Maipo ha exhibido históricamente caudales medios anuales menores a 40 m³/seg, y caudales medios mensuales en los períodos críticos apenas superiores a los 20 m³/seg. En estas condiciones, debe esperarse que el Embalse El Yeso permitiría superar situaciones de sequías críticas adecuando sus disponibilidades a la estacionalidad de las demandas de agua potable en años críticos. Sin embargo, para las demandas futuras, especialmente considerando las demandas para otros usos del agua, como el riego, deberían desarrollarse nuevas fuentes. Por ejemplo, deberá considerarse seriamente la construcción de un nuevo embalse de regulación del río Maipo.

- (ii) **Hidroelectricidad:** una fracción del orden del 75 por ciento del potencial hidroenergético reconocido del país sería capaz de producir energía de menor costo que la obtenible de fuentes térmicas. A partir de 1996, se estima se incorporarían unos 1.200 MW en alto y medio Bio-Bio, y luego unos 550 en el Alto Valdivia y la central hidroeléctrica Petrohué (450 MW), cubriendo los requerimientos hasta el año 2001 aproximadamente. Después se deberán desarrollar los recursos hidroeléctricos al sur de Puerto Montt. En general, por la zona en que se ubicarían los desarrollos hidroeléctricos, y por su carácter de uso no consuntivo, no se prevén conflictos potenciales con otros usos alternativos del recurso.
- (iii) **Regadío:** la Comisión Nacional de Riego tiene identificadas y estudiadas, a nivel de prefactibilidad y factibilidad, obras mayores de riego en distintas zonas del país, desde la II a la IX

regiones, llegando a 472.000 hectáreas nuevas de riego y 524.000 hectáreas de riego mejorado. Para ello, del Aconcagua hacia el norte se requeriría una regulación casi completa de los caudales existentes; claramente los recursos hídricos son una limitante para el desarrollo de esta zona. La cuenca del río Maipo se encuentra en una situación similar, con el agravante de una alta demanda por agua potable. Desde la VI región al sur no existirían limitaciones de disponibilidad de recursos para el desarrollo de estos proyectos.

- (iv) **Industria:** proyectando los requerimientos al año 2050, se concluye que no se alcanzan a duplicar los requerimientos proyectados para el año 2000. Si el mayor desarrollo industrial tiene lugar al sur de Santiago, no deben esperarse problemas de disponibilidad de agua. La situación es más crítica para la minería, especialmente en el Norte Grande. En esta zona podrían cubrir las mayores demandas aprovechando los recursos existentes en las cuencas cerradas altiplánicas pero con limitaciones derivadas de los altos costos de explotación y transporte (ver Sección 4.3. más adelante).
- (v) **Degradación de las aguas:** el aumento demográfico, que acaso duplicará la población en el próximo siglo, y el mejoramiento de la cobertura de alcantarillado podrían aumentar significativamente los efluentes de aguas servidas a los cauces. Se requerirán altas inversiones en el tratamiento de estos efluentes, principalmente en la Región Metropolitana. Respecto a los efluentes mineros, se proyecta que esta actividad continuará con su expansión acelerada. Los procesos de recirculación de alta eficiencia, impedirán el vertido de relaves a los cauces. Un problema emergente es el agotamiento de los lugares aptos para la disposición de relaves en la cordillera, y su traslado al Valle Central y la Cordillera de la Costa, con grandes volúmenes de efluentes contaminados.

Dada la competencia por el uso del recurso existente, que crecerá aceleradamente en algunas zonas del país en los próximos años, tanto en volumen como en complejidad, se requiere en forma urgente desarrollar políticas

tendientes a evitar la limitación del crecimiento económico por restricciones en el suministro de agua, y lograr la máxima eficiencia en su uso. Esto cobra especial relevancia para la agricultura de riego, que si bien es la principal actividad consumidora de agua en el país, es también la de menor prioridad al presentarse los conflictos. Esta situación ya se evidencia con fuerza en la zona norte del país.

Uno de los aspectos que indudablemente ha incidido en la baja eficiencia de uso de agua ha sido la falta de estímulo económico para que los usuarios hagan un mejor uso del recurso. A raíz de este diagnóstico fue que el Código de Aguas de 1981 permitió la libre transacción de los derechos de aprovechamiento, intentando constituir un mercado del agua. Si bien no se puede hablar de un mercado, sino de muchos, hay características comunes que los afectan por igual y dificultan su correcto funcionamiento. Estos son problemas que impiden el correcto funcionamiento de este mercado y la correcta asignación de los recursos, como son las externalidades existentes en el uso del recurso (alteración de la estacionalidad de los caudales, del nivel de napas freáticas, del volumen de los derrames o degradación por contaminación), la falta de definiciones precisas de los derechos de propiedad (principalmente regularización de derechos) y los altos costos de transacción. Estas características llevan a que las transacciones de derechos de aprovechamiento, aunque sí se efectúan, no ocurran con la facilidad necesaria para optimizar el uso de recurso.

Un segundo aspecto que facilita la distorsión en la asignación del recurso es la gratuidad de la inscripción y mantención de derechos de aprovechamiento, independientemente del destino o escasez de agua existente. Para estimular la movilidad y distribución eficiente del recurso es necesario que sus dueños tengan un costo por la mantención y uso de los derechos. Este objetivo podría conseguirse satisfactoriamente a través de un impuesto sobre los derechos, el cual variaría en las diferentes zonas de acuerdo a la escasez relativa y las alternativas de uso. Sin embargo, este mecanismo requeriría de un completo registro de los propietarios de derechos de aprovechamiento en el país, requisito que dadas las actuales condiciones tardaría varios años en regularizarse. Este problema podría subsanarse, al

menos en parte, estableciendo el impuesto señalado a las diferentes organizaciones de usuarios que extraen aguas de los cauces naturales, tales como asociaciones de canalistas, y que éstas establezcan el cobro a sus asociados, de modo de estimular la eficiencia de uso de los usuarios individuales y de las obras de conducción o almacenamiento pertenecientes a las organizaciones.

La calidad de las aguas es otro elemento que aumenta la restricción al crecimiento generada por la escasez del recurso hídrico. La contaminación de los recursos hídricos del país es un fenómeno que sólo en los últimos años ha preocupado a las autoridades públicas y privadas, si bien este proceso no es nuevo (Instituto de Ingenieros de Chile, 1990).

Desde la perspectiva del riego, los vertidos de residuos causan graves perjuicios, ya sea por enfermedad o muerte de vegetales y animales, por imposición sanitaria de no cultivar determinados productos, y por la esterilización de los suelos cultivados en el mediano y largo plazo.

La contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos del país tiene diversos orígenes, internos y externos a la agricultura, naturales y artificiales. La contaminación natural se debe a las características geológicas de los suelos y al clima, que originan un elevado contenido de minerales y sales tanto en los cursos superficiales como en las aguas subterráneas.

La contaminación artificial tiene su principal origen en la minería y en los vertidos de aguas servidas domésticas e industriales.

Entre 1989 y 1991 se efectuó, por iniciativa de la Dirección General de Aguas, en *Inventario de Contaminación de Aguas*, en el cual, a través de una extensa revisión bibliográfica, se identificaron las principales fuentes contaminantes del país ordenadas por cuencas, constituyendo el antecedente más extenso en el tema, no obstante esta información no ha sido suficientemente analizada.

Por lo tanto, de los antecedentes presentados se puede concluir que el factor agua es un elemento limitante a la sostenibilidad del crecimiento del sector silvo-agrícola en el largo plazo.

SECTOR MINERO

El sector minero ha sido históricamente el mayor sector exportador de la economía chilena. En 1960, las exportaciones mineras representaban un 87,1 por ciento del total de exportaciones del país. Debido al proceso de diversificación de las últimas décadas, su importancia ha caído persistentemente hasta alcanzar sólo un 46,1 por ciento en 1996.

El crecimiento de las exportaciones mineras ha sido más bien moderado, su tasa de crecimiento promedio anual fue de 6,7 por ciento durante el período 1975-1996. Dentro de los sectores exportadores es el que muestra el menor dinamismo, lo cual explica la reducción de su importancia en las exportaciones totales a través del tiempo (Cuadro 9).

Cuadro 9. Chile: Exportaciones mineras (1975-1996).

Período	Tasa de Crecimiento ⁽¹⁾	% de Exportaciones Totales
1975 - 1980	6,5	63,9
1980 - 1985	5,4	59,4
1985 - 1990	2,2	57,1
1990 - 1996	9,9	47,4
1975 - 1996	6,7	56,3

(1) Calculado como promedio aritmético de las tasas de crecimiento anuales.

Fuente: Exportaciones nominales : Banco Central. Exportaciones reales : Elaboración propia en base a cifras del Banco Central e índices de precio en Sáez (1992).

Los principales problemas ambientales asociados a la actividad minera nacional, que deben ser tomados en consideración para el análisis de su sustentabilidad son la explotación y uso de recursos naturales y la contaminación del aire y aguas, originada por sus procesos productivos.

En el ámbito de la explotación de recursos mineros, especialmente en lo que respecta al cobre, la escasa evidencia disponible parece respaldar la visión de una explotación menos sustentable que la que indican las estadísticas de Cuentas Nacionales. En efecto, Figueroa, Daza y Riquelme (1996), analizando el crecimiento del PIB minero durante el período 1976-1990, muestran que ha existido una sobreestimación de la tasa de crecimiento anual del PGB minero del país en las Cuentas Nacionales para el período 1976-1990, ya que al incorporar la depreciación del stock de cobre la tasa de crecimiento resulta ser de 2,5 por ciento en vez de la de 3,3 por ciento que reporta el Sistema de Cuentas Nacionales. Como consecuencia de ello, la contabilidad tradicional del Sistema de Cuentas Nacionales ha sobrestimado en alrededor de un 20 por ciento el ingreso económico generado por el sector cobre¹¹.

La evidencia anterior lleva a analizar con ojo más crítico la visión comúnmente aceptada de que durante los últimos años en Chile el recurso minero cobre, expresado como reservas mineras, ha ido en aumento a pesar de su creciente explotación. Ello se debería a la mayor actividad en exploración desarrollada desde los años ochenta, a las nuevas tecnologías de exploración que han permitido encontrar depósitos post-minerales que antes no podían ser detectados, y a las nuevas tecnologías de extracción y procesamiento, que permiten explotar económicamente yacimientos de menor ley¹².

El «boom del cobre chileno de los años 90» enfrenta, sin embargo, otros problemas de recursos, especialmente en el norte del país y referidos al uso de aguas. A continuación se analiza la oferta y demanda de agua durante la presente década en la II región del país, en donde se concentra la mayor parte de la minería chilena, con el propósito de ilustrar los problemas que enfrentará el sector minero en el futuro respecto al recurso agua, especialmente en la zona norte del país donde se concentra la actividad minera nacional.

¹¹ Esta conclusión es exactamente la opuesta que reportaron Figueroa E., Nuñez J. y Figueroa L. (1994) producto de un problema de sobreespecificación del modelo de Wartwick (1991) utilizado para estos cálculos, y que se detectó sólo recientemente.

¹² Para mayor información ver CESCO (1993).

Crecimiento de la minería de cobre en la II región

La Figura 2 muestra que el crecimiento de la producción de cobre de la II región durante la presente década será de aproximadamente 260 por ciento, con lo que dicha región mantendrá la mitad de la producción de cobre nacional. Este crecimiento se descompone en un 192 por ciento para la producción de cobre vía concentrados y 405 por ciento para el cobre producido vía lixiviación extracción por solventes - electro obtención, Sx/Ew. Esta información es importante para el cálculo del consumo de agua de estos segmentos, que será discutido posteriormente.

Se ha determinado que la II región estaría conformada hidrológicamente por 52 cuencas hidrográficas, las que contienen los recursos hídricos terrestres existentes, en una superficie regional estimada en 126.000 km².

Las principales cuencas hidrográficas y el tipo de hoyo que le corresponde, presentan cuencas del tipo arreico (sin escurrimiento superficial), exorreico (con

escurrimiento superficial) y endorreico (con escurrimiento superficial y subterráneo) (Araya, 1994).

El agua que tiene su origen en los deshielos se infiltra por las rocas fracturadas o no consolidadas para reaparecer como vertientes, vegas y ríos. Así, se podría decir que todos los recursos de agua renovables de la región se encuentran como agua subterránea en el sector oriental de las cuencas que se ubican entre la Cordillera Media y la Cordillera de los Andes.

Los recursos de agua de la II región están concentrados en dos cuencas. El río Loa y el Salar de Atacama representan cerca del 90 por ciento de los recursos de agua de la región. La última es una cuenca grande y cerrada, mientras que, el río Loa es el único río de la región que desemboca en el mar. Estas cuencas contienen los ríos, salares, vegas y playas que representan afloraciones de aguas subterráneas. El 10 por ciento restante de los recursos hídricos se encuentra en los salares de Punta Negra y Ascotán, y en Agua Verde.

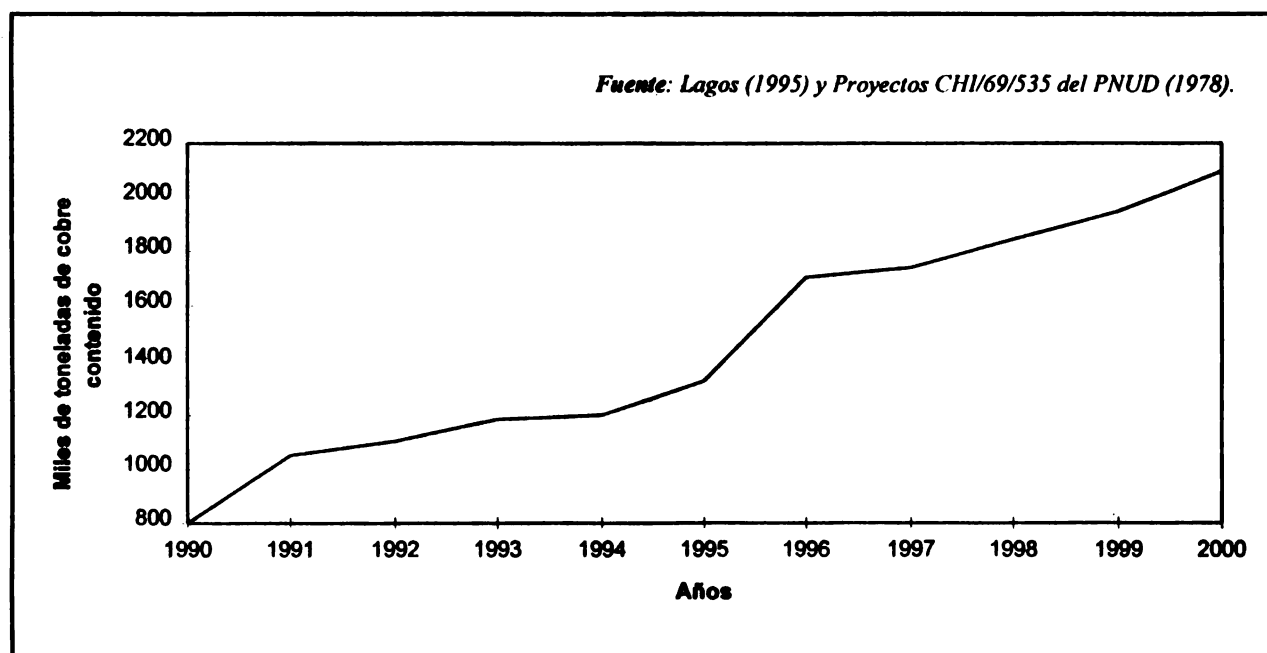


Figura 2. Chile: Producción estimada de cobre en la II Región.

El consumo de agua en la II región

El consumo de agua de la II región ha sido calculado en 1991 en 10.939 l/seg, es decir, en casi la totalidad de los recursos disponibles (ESSAN, 1991; Araya, 1994). Cabe agregar que en el caudal mencionado se consideran aguas que serán usadas durante la década, después de 1991. Tal es el caso de algunos proyectos mineros.

La Figura 3 muestra el uso de agua para la minería del cobre en la II región entre 1990 y el año 2000. Esta estimación ha sido realizada en base a la información de la Figura 2, que muestra el aumento del consumo de cobre durante la década.

La producción de cobre vía lixiviación utiliza menos agua por tonelada de mineral tratado que la producción de cobre por vía tradicional. Las cifras de consumo unitario pueden variar entre 0,2 y 0,7 m³/tonelada de mineral en el caso del proceso Sx/Ew, ubicándose usualmente en el rango de 0,5 a 0,7. El proceso tradicional utiliza generalmente entre 0,5 y 2,0 m³/tonelada de mineral tratado, sin considerar el proceso de fundición y refinación del concentrado. La fusión y refinación del cobre pueden significar entre 5 y 10 por

ciento de uso adicional de agua con respecto al uso del proceso tradicional, es decir, chancado - molienda - flotación.

Al considerar las leyes de los minerales tratados las cifras anteriores se invierten en la II región, y en general, dan origen en definitiva a un mayor uso de agua del proceso Sx/Ew con respecto al proceso tradicional. Este mayor uso puede oscilar entre un 10 y un 40 por ciento, aunque estos rangos son sólo de referencia ya que se encuentran casos que se salen claramente de ellos.

A principios de la década la minería del cobre utilizaba el 15 por ciento del agua de la región, mientras que en el año 2000, la minería utilizaría cerca del 35 por ciento del agua. Como contraparte a este cuadro, cabe agregar que en 1986 la minería generaba un poco más del 50 por ciento del Producto Interno Bruto de la región, PIB, mientras que ya en 1992 este sector generaba el 65 por ciento del PIB. En otras palabras, la contribución de la minería al crecimiento económico regional ha sido determinante durante estos años, y lo seguirá siendo durante el resto de la década. Expresado en otros términos, sin el boom minero del cobre, al que se añaden otros

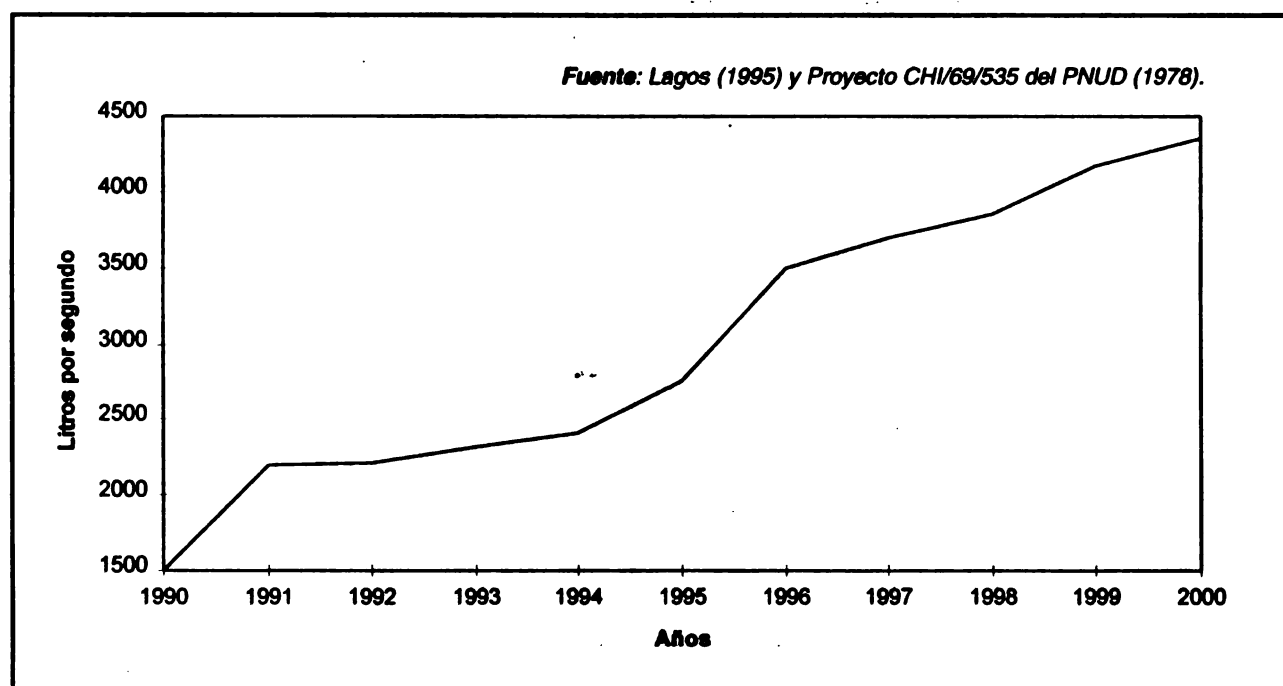


Figura 3. Chile: Uso de agua en la II Región.

sectores mineros como las sales potásicas, el litio y el yodo, la II región se habría quedado atrás con respecto al crecimiento económico del resto del país.

En resumen, parece evidente a partir de los antecedentes anteriores que antes de fines de la presente década se presentaría una situación de escasez de agua en la II región, ya que el consumo sería de más de 1.000 litros por segundo mayor que la disponibilidad u oferta de agua (11 mil litros). No existe claridad en el informe de Araya (1994), que éstos sean los recursos totales de agua de la II región, ya que se habían otorgado hasta 1994, más de 16 mil litros por segundo de derechos de aprovechamiento, es decir cerca de 5 mil litros por segundo más que la disponibilidad.

Cabe agregar que la incertidumbre con respecto a la disponibilidad de agua de la región aumenta cuando se considera que no se han incluido nuevas fuentes de agua que podrían ser descubiertas durante la década. En este sentido este trabajo ha sido conservador en lo que se refiere a la oferta, a pesar que durante los últimos 10 años se han descubierto nuevos recursos de agua (por parte de empresas mineras) por aproximadamente el 10 por ciento de la totalidad de los disponibles. Por otra parte, es importante mencionar que no todas las empresas mineras de relevancia en la región han invertido recursos proporcionales en la exploración de agua.

Otro antecedente que resulta importante es el ahorro de agua, en el que se ha sido muy conservador. La minería del cobre ha realizado inversiones importantes durante las últimas dos décadas dirigidas al ahorro de agua. Ello no significa que estos esfuerzos no podrían continuar, aunque es sabido que la inversión por unidad ahorrada aumenta cuando los niveles de ahorro son altos, como ocurre en algunas de las principales empresas mineras en la actualidad. Lo mismo no parece haber ocurrido en el sector agrícola, el que incluso en el año 2000 se mantendría

como el principal segmento consumidor de agua de la región.

En conclusión, el problema de la disponibilidad de agua podría transformarse a corto plazo en un problema que retarde seriamente el crecimiento económico de la región y, por ello, parece indispensable que las autoridades regionales se involucren más en el tema. El problema tiene tres aspectos básicos en su solución: primero, cambio del Código de Aguas en lo que se refiere al otorgamiento de futuros derechos de agua y a la forma de aprovechamiento de los derechos existentes. Segundo, crear incentivos para el ahorro de agua en todos los sectores, especialmente en aquellos que utilizan el agua en forma menos eficiente en la actualidad. Y tercero, crear incentivos para explorar nuevos recursos de agua.

Sobre el impacto ambiental del sector minero

El problema del medio ambiente ha alcanzado una creciente relevancia en el sector minero del país, debido al evidente deterioro medioambiental regional, derivado de los excesos de la minería en el pasado (Lagos, 1994b; Figueroa et al., 1994; Figueroa y Núñez, 1992)¹³. En realidad los problemas de impacto ambiental provocados por la gran, la mediana y la pequeña minería son similares; sin embargo, las cinco fundiciones de cobre de CODELCO Y ENAMI, constituyen el problema ambiental más serio en la minería de Chile (Lagos, 1994). Como ya se mencionó, en lo referente al uso de los recursos naturales del país, existen, por una parte, fundadas expectativas de que en los próximos años se presenten situaciones de escasez de agua en distintas localidades mineras de Chile (Figueroa et al, 1995), tal como se ilustró en la sección anterior con el caso de la II región. Por otra parte, existen los estudios antes mencionados que indican que la contribución del sector minero al PIB nacional es menor que el señalado por el Sistema de Cuentas Nacionales, debido a que este sistema no considera la depreciación del stock del mineral que ocurre con la explotación (Figueroa, Daza y Riquelme, 1996).

El aumento de las exigencias internacionales respecto de la sustentabilidad ambiental de los productos comercializados, e incluso de los procesos de producción con que se generan estos productos, está obligando a las compañías mineras de todo el mundo a implementar sistemas de producción más limpios, y

¹³ Las más frecuentes e importantes alteraciones ambientales provocadas por la minería son de tipo físico (remoción y depósito de materiales, destrucción del paisaje, etc.); liberación de material particulado en suspensión (faenas y plantas mineras, fundiciones, etc.); evacuación de soluciones utilizadas en la actividad minera a los cauces de aguas superficiales, o su infiltración hacia las napas subterráneas; y, la destrucción de flora y fauna.

más amigables con el medio ambiente. En Chile los clientes extranjeros que adquieren los productos mineros del país, ya han concretado exigencias respecto del cumplimiento de criterios ambientales por parte de los productos que ellos compran, así como por parte de los procesos que se emplean en el país para producirlos¹⁴.

De esta forma, la necesidad de abordar los problemas ambientales en el sector minero no proviene únicamente de la maximización del bienestar de la población nacional en el futuro, en términos de internalizar los costos sociales de la contaminación y la destrucción de los recursos causadas por la minería. Ella también representa una cuestión comercial estratégica, para posibilitar la venta de los productos mineros del país en los mercados internacionales en los años próximos. Esto ha hecho que la regulación ambiental que debe cumplir la minería sea cada vez más exigente en el propio país, y que los estándares ambientales de producción que las empresas persiguen sean también crecientes. Por ello, las empresas estatales están haciendo cuantiosas inversiones para ir haciendo ambientalmente sustentables sus operaciones. Asimismo, las empresas privadas, y especialmente las grandes empresas extranjeras que se han estado instalando o ampliando sus capacidades en los últimos años, han estado incorporando tecnologías ambientales de punta en todos sus procesos productivos, con estándares y exigencias iguales a las aplicadas en sus países de origen.

Inversión ambiental en la minería estatal

Las empresas estatales CODELCO y ENAMI realizaron inversiones ambientales por sobre los US\$ 635 millones entre los años 1989 y 1996, que se relacionan con el manejo y disposición de relaves y la instalación de tecnologías de abatimiento y control de la contaminación en fundiciones (plantas de ácido sulfúrico, manejo y captación de gases y partículas, etc.). En 1995, CODELCO invirtió US\$ 106,7 millones por este concepto, lo que implicó un incremento de 148 por ciento respecto al año anterior, y representó más del 28 por ciento de la inversión total en nuevos proyectos de la empresa ese año. En 1996 CODELCO realizó una inversión de US\$ 140 millones y se espera que las inversiones por este motivo sigan en aumento. ENAMI, por su parte, se ha comportado en una forma similar, continuando el desarrollo de planes de descontaminación de las más importantes fundiciones del país, e invirtiendo en proyectos ambientales casi US\$ 60 millones en la primera mitad de esta década. Sólo en 1995, la inversión ambiental de ENAMI alcanzó a US\$ 18,5 millones, lo que representó un aumento de 467 por ciento respecto de 1994 y en 1996 esta empresa invirtió US\$ 32,7 millones, lo que casi duplica la inversión realizada en 1995 (Cuadro 10).

De esta manera, el esfuerzo que está realizando la minería estatal del país en materias de mejoramiento ambiental de sus procesos productivos, y descontaminación de sus faenas, es significativo,

Cuadro 10. Chile: Inversión ambiental en empresas mineras estatales: 1989-1996.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	TOTAL
	(US\$ millones)								
CODELCO	39,9	17,6	23,6	67,9	55,9	43,0	106,7	140,0	494,6
ENAMI	48,1	26,3	3,3	6,9	1,6	3,3	18,5	32,7	140,7
TOTAL	88	43,9	26,9	74,8	57,5	46,3	125,2	172,7	635,3

Fuente: CODELCO y ENAMI.

¹⁴ Situaciones semejantes están viviendo otras industrias nacionales ligadas a los recursos naturales, como la forestal, del papel, la de la salmonicultura, etc. (Figueroa et al, 1996).

demostrando el compromiso del país con el objetivo de alcanzar mejores condiciones de bienestar para su población, y con el mantenimiento de la competitividad de los productos mineros nacionales en los mercados externos. No cabe ninguna duda que este esfuerzo debe ser mantenido decididamente en el futuro.

Manejo ambiental en la minería privada

La gran minería y la mediana minería de mayor tamaño privadas, realizan, en su mayor parte, un manejo ambiental acorde con los patrones y estándares utilizados en los países de más alto desarrollo. Asimismo, existen evidencias de que las cuantiosas inversiones extranjeras llegadas al sector minero últimamente han traído consigo los procesos y métodos productivos más recientes y adelantados, que incorporan las tecnologías ambientales de punta en cuanto a control ambiental, disminución de la contaminación provocada y reducción de sus impactos ambientales.

Empresas mineras privadas como Collahuasi, Mantos Blancos, Quebrada Blanca, Candelaria, Escondida y El Abra, han estado haciendo cuantiosas inversiones ambientales durante los años recientes, y mantienen una constante preocupación por la sustentabilidad ambiental de sus operaciones y faenas. Collahuasi, por ejemplo, ha creado planes y procedimientos para asegurar la concordancia del proyecto minero que se encuentra desarrollando en la II región con las normas medioambientales. Mantos Blancos, por su parte, durante los últimos tres años ha puesto en marcha programas de mejoramiento y control ambiental de sus operaciones y proyectos,

realizando importantes inversiones en equipos, tecnología de punta y cambios en procesos productivos¹⁵. Quebrada Blanca, por su parte, ejemplifica el uso de tecnologías ambientales de punta, obteniendo el cobre metálico mediante lixiviación bacteriana, extracción por solvente y electrorecuperación, procesos que no producen humo de fundición, ni relaves, ni eliminan soluciones líquidas¹⁶. Además, tiene bajo consumo y muy eficiente utilización del agua, y usa el transporte de un producto en estado metálico¹⁷. Asimismo, Minera Escondida maneja ambientalmente su planta de cátodos, minimizando las emisiones de amoníaco gaseoso a través de su recuperación y reutilización en el proceso; la recuperación del amoníaco gaseoso llega al 99 por ciento, con lo que el nivel de concentración de emisiones se reduce considerablemente.

En resumen, puede decirse que la minería privada en Chile se encuentra incorporando de manera decidida tecnologías y procesos que mejorarán el nivel medio de cuidado ambiental de la actividad minera nacional en el futuro. Las nuevas disposiciones legales del país, que requieren la elaboración de estudios de impacto ambiental para los nuevos proyectos o la ampliación de los antiguos, debieran acentuar esta tendencia en los próximos años.

Sector pesquero

El sector pesquero es uno de los sectores más dinámicos entre los sectores exportadores intensivos en recursos naturales. Las exportaciones pesqueras presentan una fuerte expansión en las últimas décadas, con una tasa de crecimiento promedio de 17,9 por ciento en el período 1975-1996. Este crecimiento ha sido especialmente alto en los subperíodos 1975-1980 y 1980-1985, en los cuáles las exportaciones crecieron a una tasa promedio anual de 31,9 y 19,6 por ciento, respectivamente. En los últimos años, se ha observado una declinación en el ritmo de crecimiento, no obstante, las tasas siguen siendo relativamente altas. Efectivamente, durante los períodos 1985-1990 y 1990-1996, el crecimiento promedio de las exportaciones ha sido de 7,0 y 8,9 respectivamente (Cuadro 11).

El dinamismo del sector exportador pesquero se ha traducido en un aumento considerable de su

¹⁵ Entre las que se cuenta una estación meteorológica automática, el sondeo continuo de pozos de aguas subterráneas, el monitoreo de material particulado, la eliminación de la fundición en Santa Bárbara, la incorporación de la extracción por solvente y electroobtención en Mantoverde, etc.

¹⁶ Las pilas de lixiviación están sobre carpetas plásticas que evitan la infiltración de soluciones contaminantes.

¹⁷ Lo que evita generar contaminación en el traslado.

importancia dentro de las exportaciones totales. En 1975, las exportaciones pesqueras representaban sólo un 3,2 del total exportado, mientras que en 1996, su importancia había aumentado hasta un 11,0 por ciento.

El gran crecimiento en las últimas décadas de las exportaciones generadas por el sector pesquero, ha

Cuadro 11. Chile: Exportaciones pesqueras. (1975 - 1996)

Período	Tasa de Crecimiento ⁽¹⁾	% de Exportaciones Totales
1975 - 1980	31,9	5,6
1980 - 1985	19,6	10,5
1985 - 1990	7,0	11,9
1990 - 1996	8,9	11,4
1975 - 1996	17,9	9,9

(1) Calculado como promedio aritmético de las tasas de crecimiento anuales.

Fuente: Exportaciones nominales : Banco Central. Exportaciones reales : Elaboración propia en base a cifras del Banco Central e índices de precio en Sáez (1992).

presentado algunos síntomas de no sustentabilidad. La explotación de los recursos marinos ha presentado señales de ser inconsistente con una perspectiva de

largo plazo, al existir amplia evidencia de reducciones de gran magnitud en la biomasa de algunas especies y los peligros de colapso que afectan a otras¹⁸.

La expansión de las exportaciones pesqueras ha tenido su efecto más directo en el vertiginoso aumento de las capturas de especies marinas. Estas capturas aumentaron progresivamente durante las últimas décadas, desde 0,9 millones de toneladas en 1975 hasta alcanzar valores superiores a los 6 millones de toneladas en los últimos años (Cuadro 12).

Cuadro 12. Chile: Capturas pesqueras totales (1975 - 1993)

Año	Miles de Tons.
1975	929,2
1980	2.891,2
1985	4.986,8
1986	5.695,5
1987	4.931,5
1988	5.374,7
1989	6.632,8
1990	5.424,2
1991	6.166,1
1992	6.628,3
1993	6.190,3

Fuente : SERNAP (1993)

Este incremento de las capturas ha tenido un impacto negativo sobre la biomasa de algunas especies marinas, lo que hace surgir algunas preocupaciones acerca de las posibilidades de mantener el alto crecimiento experimentado por el sector en las últimas décadas. Esta preocupación es concordante con estudios llevados a cabo por el Instituto de Fomento Pesquero, IFOP (1991), que indican que la mayoría de las especies comerciales importantes en Chile presentan problemas de sobreexplotación¹⁹.

Dos de las especies más importantes en las capturas totales, el jurel y la sardina española, son los que han presentado los problemas más graves de sobreexplotación, lo que evidentemente se ha traducido en una reducción importante de sus biomásas. En 1980, la biomasa estimada de sardina

¹⁸ Existen también problemas de sustentabilidad dignos de considerarse asociados a la contaminación atmosférica de las industrias procesadoras de harina de pescado y preocupaciones adicionales relacionadas al impacto ambiental de la salmonicultura. Sin embargo, en esta sección se analiza la problemática de sobreexplotación de los recursos pesqueros, que ha sido el aspecto de mayor interés en los análisis de sustentabilidad de esta actividad.

¹⁹ Además de los problemas de sobreexplotación que afectan a los recursos pelágicos (anchoveta, sardina, jurel), también existe evidencia de reducciones considerables en los stocks de algunos recursos bentónicos, como loco, ostión, jaiba y erizo, y de niveles considerables de sobreexplotación de algas marinas en praderas naturales (CONAMA, 1992).

española era de 9,3 millones de toneladas, en 1989 ésta se había reducido dramáticamente a 2,7 millones de toneladas. La reducción de la biomasa impactó negativamente la captura de esta especie, lo que ha generado una extracción más intensiva de otras especies. Entre ellas se encuentra el jurel, en el cuál, el intenso grado de explotación se ha traducido en grandes reducciones de su biomasa. Entre 1986 y 1989, ésta se redujo en alrededor de un 36 por ciento, desde 9,5 a 6,1 millones de toneladas. (Gómez-Lobo, 1991).

El problema de la sustentabilidad del crecimiento del sector, ha sido analizada por Gómez-Lobo (1991) para el período 1980-1989. Los resultados obtenidos permiten concluir que durante este período el sector pesquero creció a un ritmo incompatible con la mantención de estos niveles de actividad en el futuro. La sobreexplotación a la que se vieron sometidas la sardina y el jurel redujo considerablemente el stock de recursos pesqueros del país. Esto se traduce en un crecimiento sustentable del PIB pesquero de sólo 4,6 por ciento anual, casi la mitad del crecimiento calculado por la contabilidad tradicional, que fue de 8,8 por ciento.

La evidencia anterior presenta alguno de los problemas asociados al mayor dinamismo del sector exportador pesquero. Este análisis, lejos de ser exhaustivo, pretende mostrar como el impacto del crecimiento del sector puede generar impactos negativos sobre la base de recursos marinos del país.

CONCLUSIONES

La evolución de las exportaciones nacionales durante las últimas dos décadas tiene características bastante definidas, que hacen surgir interrogantes acerca de su sustentabilidad futura. La primera de ellas es la alta dependencia del sector exportador nacional de los recursos naturales, tanto en la forma de exportación de bienes primarios y elaborados como por el uso intensivo de recursos naturales como agua, suelos, stocks mineros, pesqueros y forestales. Y la segunda, el extraordinario dinamismo y crecimiento de estas exportaciones, fuertemente incentivados por el proceso de apertura comercial de la economía y el consiguiente aprovechamiento de sus ventajas comparativas.

Del análisis presentado surgen preocupaciones con algún grado de fundamento, de que el crecimiento acelerado de algunos sectores no presenta signos de sustentabilidad futura. En el ámbito de la explotación sustentable de recursos renovables, el crecimiento de las exportaciones se ha traducido en un intenso grado de explotación de recursos marinos, que se ha traducido en reducciones considerables de la biomasa de algunas especies y en el colapso total de otras. En el sector forestal, destaca el intenso proceso de reducción del bosque forestal nativo debido a la producción de astillas y su sustitución por especies de rápido crecimiento. En ambos sectores, la evidencia presentada por Gómez-Lobo y Núñez ha demostrado que gran parte de su crecimiento no ha correspondido a generación de ingreso propiamente tal, sino que ha constituido una reducción no sustentable del capital natural del país. También existe preocupación por el impacto que sobre la biodiversidad puede tener en el futuro la creciente presión sobre los recursos marinos, forestales y de suelos.

No obstante estos indicios, también existen variados temas en los cuales se carece de estudios concluyentes acerca de la magnitud y grado de reversibilidad de los impactos asociados al gran dinamismo de las exportaciones y explotación de los recursos naturales, lo que sugiere la necesidad de incrementar el conocimiento relativo a estos temas y el imperioso desarrollo futuro de líneas de investigación destinadas a ello.

Este artículo también ha abordado materias relativas al uso de los suelos y el agua en el sector agroforestal y del agua en el sector minero, para analizar si estos factores pueden convertirse en limitantes para el futuro crecimiento de las actividades exportadoras. En el caso de los suelos, el análisis permite concluir que en la actualidad este recurso no parece constituir una limitante para el crecimiento del sector mencionado en el futuro próximo. No obstante, desde una perspectiva de largo plazo, aparece como altamente recomendable abordar los problemas de erosión y desertificación, de manera de asegurar la disponibilidad de suelos aptos para el crecimiento futuro de las actividades agrícolas y forestales del país.

En el caso del agua, el análisis comparativo de la demanda y oferta del recurso permite concluir que éste puede transformarse, en el corto plazo, en un

factor seriamente limitante para el crecimiento futuro de las actividades silvoagropecuarias y mineras, especialmente en lo que respecta a la producción de cobre en la II región, así como en el resto del país.

LITERATURA CITADA

- ALAMOS y PERALTA 1989. Contaminación de Aguas Naturales: I Etapa. Dirección General de Aguas. Ministerio de Obras Públicas. Santiago. Chile.
- ARAYA, M. V. 1994. Seminario Educación y Análisis Uso de los Recursos Hídricos, Universidad de Tarapacá 1994.
- BANCO CENTRAL DE CHILE, Indicadores de Comercio Exterior, varios números.
- CEPAL 1992. The Water Resources of Latin American and the Caribbean - Planning Hazards and Pollution, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Santiago. Chile.
- CESCO 1993. Minería y Desarrollo. Centro de Estudios del Cobre y la Minería. Marzo. Chile.
- CONAF 1989. Memoria Programa Manejo de Cuencas 1989-1989. Corporación Nacional Forestal. Santiago. Chile.
- CONAMA 1991. Problemas Ambientales de Chile. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Santiago. Chile.
- ESSAN 1991) "Análisis y Planificación de los Recursos de Agua de la II Región de Antofagasta". ESSAN S.A. Chile.
- . 1992. Informe Nacional a la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- FIGUEROA, E. 1994a. Sector Silvoagropecuario: Encrucijadas y Desafíos para el Mediano y Largo Plazo. Documento de Investigación. Depto. de Economía. Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- . 1994b. La Política Comercial de Chile en el Futuro: Un Análisis desde una Perspectiva Ambiental; In: E. Figueroa y M. Schaper (Eds), Chile ante el NAFTA y otros Acuerdos Comerciales: Una Perspectiva Ambiental. Editorial FACEA. Santiago, Chile.
- . 1993. Implicancias Macroeconómicas del Paradigma del Desarrollo Sustentable. Documento de Investigación. Departamento de Economía; Universidad de Chile.
- , DONOSO G., LAGOS G., ALVAREZ R. y MUÑOZ J.. 1996. "Sustentabilidad Ambiental del Sector exportador Chileno", In: O. Sunkel (de), "Sustentabilidad Ambiental del crecimiento Económico Chileno". Centro de Análisis de Políticas Públicas, Universidad de Chile. Andros, Santiago, Chile.
- , DAZA R. y RIQUELME L. 1996. El Sector Minero en Chile. Documento de Trabajo. Departamento de Economía, Universidad de Chile. Mimeo, Santiago, Chile.
- y NUÑEZ E.. 1992. Recursos Naturales y Medio Ambiente: Regulación y Desarrollo Futuro; en Comentarios sobre la Situación Económica 1992: Taller de Coyuntura; Departamento de Economía, Universidad de Chile.
- y KUNZE V.. 1997) : El Sector Minero en Chile. Documento de Docencia N° 51. Departamento de Economía ; Universidad de Chile.
- GOMEZ-LOBO, A. 1991. Desarrollo Sustentable del Sector Pesquero Chileno en los Años 80, In: J. Vial (ed), Desarrollo y Medio Ambiente: Hacia un Enfoque Integrador. CIEPLAN. Diciembre.
- . 1992. Las Consecuencias Ambientales de la Apertura Comercial en Chile. Colección de Estudios CIEPLAN. N° 35. Setiembre. Santiago. Chile.
- GONZALEZ, G. 1990. Cuencas Hidrográficas V Región. Subsecretaría Ministerio de Obras Públicas. Santiago, Chile.
- INSTITUTO DE INGENIEROS DE CHILE 1990. La Contaminación en Chile. Santiago, Chile.
- IREN. 1979. Fragilidad de los Ecosistemas Naturales en Chile, Instituto de Investigación de los Recursos Naturales de Chile, CORFO, Santiago, Chile.
- KERRIGAN, G. 1994. Desarrollo y Sustentabilidad del Sector Agrícola: Integración de las Políticas Agrícolas y Ambientales; In: E. Figueroa (Ed), Políticas Económicas para el Desarrollo Sustentable. Editorial FACEA. Santiago, Chile.
- LAGOS, G. 1990. Evaluación Estados de las Aguas del Río Aconcagua por acción de Origen Minero. CIPMA. Santiago, Chile.
- . 1994. Instrumentos Regulatorios y Económicos para la Gestión Ambiental de los Recursos Mineros: El Caso de la Pequeña y Mediana Minería. In: E. Figueroa (Ed), Políticas Económicas para el Desarrollo Sustentable de Chile; CENRE. Santiago, Chile.
- LARAA., ARAYA J., CAPELLAM., FIERROM. y CAVIERES A.. 1989. Evaluación de la Destrucción y Disponibilidad

de los Recursos Forestales Nativos en la VII y VIII Región. Trabajo Presentado en el Tercer Encuentro Científico sobre Medio Ambiente. Agosto.

LOPEZ, R. 1991. The Environmental a Factor of Production: the Economic Growth and the Trade Policy Linkage. Mimeo. Economics Department, University of Maryland, College Park. MD.

——— 1992. Financing Sustainability in Latin America and the Caribbean: Toward an Action Program. AREC Department. University of Maryland.

MELLA, V. 1994. Citado en "Chile : NAFATA May Prove Bitter Harvest for Workers". The Ottawa Citizen ; Mayo 28, 1995. Ottawa, Canadá.

MINISTERIO DE AGRICULTURA 1994. Marco General de la Política Ambiental: Sistema Medio Ambiental del Sector Silvoagropecuario. Santiago, Chile.

NUÑEZ, J. 1992. Desarrollo Sustentable. Un Análisis Empírico en el Sector Forestal Chileno, Estudios de Economía, Vol. 19, N°2, Departamento de Economía. Universidad de Chile. Diciembre.

OROZ, R. 1990. Diccionario de la Lengua Castellana.

PEÑA, H. y BROWN, E. 1990. La Evaluación y Aprovechamiento de los Recursos Hídricos del País en el Siglo XXI. Anuales de la Ingeniería Chilena en el

siglo XXI. Instituto de Ingenieros de Chile. Santiago. Chile.

PERALTA, P. 1990. Procesos y Areas de Desertificación en Chile Continental: Mapa Preliminar. Ciencias Forestales. Volumen I, N° 1. Santiago. Chile. Setiembre.

SAEZ, S. 1991. Indicadores para las Exportaciones Chilenas: 1950-1989. Notas Técnicas. CIEPLAN. N° 138. Enero.

SAEZ, R. 1994. Estrategia Comercial Chilena: ¿Qué Hacer en los Noventa?. Mimeo. CIEPLAN. Noviembre.

SERNAP 1993. Anuario Estadístico de Pesca. Servicio Nacional de Pesca.

SPOTORNO, A. 1996. Biodiversidad : Marco Teórico y Desafíos para Chile; en CONAF, Libro Rojo de los Sitios Prioritarios de Conservación de la Diversidad Biológica en Chile. Santiago, Chile.

STEFFEN, W. 1993. Aspectos de la Hidrodinámica del Lago Villarrica. Instituto de Zoología. Universidad Austral. Valdivia. Chile.

VALLEJOS, E. 1971. Estudio de la Contaminación del Río Aconcagua. Primer Encuentro sobre el Medio Ambiente Chileno. Volumen 2.

VARELA, F. 1997. "El Problema de la Conservación de la Biodiversidad : Una Perspectiva Económica."; Tesis de Grado, Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Criterios de evaluación de proyectos y estudios de impacto ambiental en el sector agropecuario

por Bolívar Ruiz Adaros *

A MODO DE INTRODUCCION

Previo a hacer algunas consideraciones acerca de la evaluación de impacto ambiental en el sector agropecuario, considero necesario referirme, muy brevemente por cierto, al porqué de la Ley de Bases del Medio Ambiente, que ha pasado a ser una especie de "viga maestra" de los más diversos aspectos de gestión ambiental en Chile, a los que no escapa el sector agropecuario.

La entrada en vigencia de la Ley N° 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente, el 9 de marzo de 1994, ha generado y ciertamente provocará en el futuro próximo, profundos cambios en la forma de hacer las inversiones públicas y privadas en el país. La introducción de la variable ambiental en las evaluaciones de los proyectos y actividades, que ha sido asumida desde hace más de dos décadas por la mayoría de los países desarrollados, ha provocado sin duda algunos problemas en su aplicación en el país. Sin duda, es prudente esperar que se produzcan otras dificultades adicionales en el proceso de inversión pública y privada y costos adicionales. No obstante lo anterior, no cabe duda alguna que los beneficios son y serán mayores que los costos.

La Ley de Bases del Medio Ambiente puede ser considerada como uno más de los esfuerzos que el Estado de Chile realiza para modernizarse. Modernizar

el Estado no es solamente intentar darle mayor fluidez a los procedimientos administrativos, o adquirir más computadoras para los Servicios Públicos. Sin duda aquello es importante, pero lo es más aún el hecho de que el Estado requiere de capacidades para responder más rápido y mejor a los distintos desafíos que le produce el fenómeno de la globalización de los mercados. Necesitamos un Estado de Chile con "más músculos y menos grasa". Por ello hay que descentralizar o regionalizar, trasladando las decisiones desde el centro a las regiones y a las comunas. Por la misma razón hay que buscar la sustentabilidad en la explotación de nuestros recursos pesqueros y forestales, por la Ley de Pesca y el proyecto de Ley del Bosque Nativo. Y también por ello requerimos hacer gestión ambiental en nuestros procesos económico-productivos.

En efecto, el proceso de globalización económica y cultural que vivimos en el mundo también ha generado no sólo nuevas presiones sobre los recursos naturales, renovables y no renovables, sino también nuevos desafíos en los mercados internacionales. Actualmente no es descabellado asumir que algún producto enfrentará problemas de mercado, barreras arancelarias extraordinarias (barreras "verdes") y aún acusaciones de dumping ecológico, si el productor no asume los costos de producir en forma más amigable con el ambiente. Naturalmente, este tipo de desafío implica la necesidad de asumir innovaciones tecnológicas, uso de nuevos equipos, tratamiento de residuos de su actividad y otras inversiones, que en definitiva significan producir con mayores costos incorporados. No obstante ello, la entrada del tema ambiental en la producción no sólo es costo sino también oportunidades. En la medida que incorporemos las variables ambientales en nuestros procesos productivos sin duda tendremos más y mejores posibilidades de llegar a mercados exigentes, con mayor valor agregado y ocupando nuevos nichos.

* Director Regional COREMA VIII Región, Concepción, Chile.

En suma, pienso que éste es el cuadro general en el cual comienza a desenvolverse la actividad agropecuaria.

LA LEY N° 19.300 SOBRE BASES DEL AMBIENTE

A nuestro juicio y muy brevemente, esta Ley hace cuatro grandes aportes al tema de la gestión ambiental en este país.

- 1. El primero de estos aportes dice relación con el hecho de que siembra las bases para poder estructurar una política ambiental nacional.** Estas bases o cimientos son una serie de principios que impregnan todas las disposiciones de la Ley y que ya se anunciaban en el Mensaje con que el Ejecutivo envió el proyecto de ley al Congreso.

Estos principios son, entre otros, el principio preventivo, en cuanto a que en materia ambiental se debe actuar proactivamente, sin esperar a que el daño se produzca, puesto que los costos de la prevención son siempre menores que los de remediar los daños provocados. El principio del gradualismo, según el cual no podemos esperar resolver en un par de años un pasivo ambiental de más de ocho décadas. El principio de la participación social, sin el cual todo el edificio de la gestión ambiental que levanta esta Ley corre riesgo cierto de derrumbarse. Esta participación debe ser cierta, dinámica y fundada. El principio de la internalización de los costos, o el del que contamina paga, según el cual los mayores costos que implica la incorporación de las variables ambientales deben ser asumidos y pagados por el interesado y no por toda la sociedad, etc.

- 2. El segundo aporte de esta Ley es que crea una institucionalidad ambiental que antes de su dictado no existía.** Esta institucionalidad ambiental es la CONAMA, Comisión Nacional del Medio Ambiente, definido en la Ley como un Servicio Público descentralizado funcionalmente, cuyas funciones principales son las de coordinar la gestión ambiental de los diversos organismos del Estado, administrar el sistema de evaluación de impacto ambiental y el de generación de normas, crear un sistema nacional de información ambiental y en general, "ambientalizar" la acción del Estado en prácticamente todas sus áreas de actividad. Allí

se encuentra la razón de ser de su diseño, como Comisión y no como Ministerio sectorial.

- 3. Un tercer aporte o novedad de la Ley de Bases consiste en el hecho de que incorpora un sistema de responsabilidades por daño ambiental.** Cabe destacar que la noción de daño ambiental no existía en el Derecho chileno. La Ley de Bases, en su artículo 2°, define el daño ambiental como "toda pérdida, disminución, detrimento o menoscabo significativo inferido al medio ambiente o a uno o más de sus componentes." Por otra parte y en esta misma perspectiva, la Ley incluso presume legalmente la responsabilidad del autor del daño ambiental si existe infracción a las normas de calidad ambiental, a las normas de emisiones, a los planes de prevención o de descontaminación y a otras regulaciones especiales establecidas en la misma Ley o en otros cuerpos legales. Finalmente, se entrega la titularidad de la acción ambiental a las personas naturales y jurídicas, públicas o privadas, que hayan sufrido el daño o perjuicio, más las Municipalidades por los hechos acaecidos en sus respectivas comunas y el Estado, a través del Consejo de Defensa del Estado.
- 4. Finalmente, el cuarto aporte de la Ley de Bases es la creación de ciertos Instrumentos de gestión ambiental,** que, obviamente, antes de la vigencia de este cuerpo legal o no existían o no tenían la relevancia que ahora se les concede. Estos instrumentos de gestión ambiental, que los órganos del sector agropecuario ya están aplicando son, entre otros, la Educación Ambiental, tanto formal como no formal; el Fondo de Protección Ambiental; El Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas, las Normas de Calidad Ambiental, las Normas de Emisión, los Planes de Manejo, de Prevención y de Descontaminación y el ya conocido Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, que en el fondo contiene dos especies de subsistemas, la Declaración de Impacto Ambiental, que de forma muy general podemos decir es usada para proyectos o actividades de poca relevancia ambiental y el más conocido Estudio de Impacto Ambiental, aplicable a aquellos proyectos que en general, causa de sus impactos, detentan mayor significación de tipo ambiental.

Sin perjuicio de las relaciones que pueden tener otros aspectos de la Ley con las actividades

agropecuarias, centraré mi exposición en torno a la influencia que puede tener sobre estas actividades la aplicación de los instrumentos de gestión ambiental. ♦

LAS ACTIVIDADES AGROPECUARIAS EN LOS INSTRUMENTOS DE GESTIÓN AMBIENTAL DE LA LEY 19.300

Obviamente, las actividades agropecuarias no escapan a la aplicación de los ya señalados instrumentos de gestión ambiental. Comúnmente se tiende a constreñir la aplicación de dichos instrumentos, de cualquier tipo, en las actividades que corresponden a proyectos o iniciativas de los afectados, por un natural deseo de escapar del ámbito de obligatoriedad de estos instrumentos de gestión ambiental.

Actividades agropecuarias y normas de calidad ambiental

Las normas de calidad ambiental son consideradas unánimemente como un instrumento de gestión ambiental de la más alta importancia. Están definidas en el artículo 2° de la Ley, definiciones que se basan primordialmente en los bienes protegidos. Por ello, se distingue entre normas primarias de calidad ambiental, que es aquella que establece los valores de concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de elementos, compuestos y otros componentes, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la vida o la salud de la población. Norma secundaria de calidad ambiental, a su vez, es aquella que establece los valores de concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza.

Como sabemos, en Chile, desgraciadamente, existen hoy día pocas normas o estándares de calidad ambiental. Digo desgraciadamente porque la existencia de un número suficiente de normas permite una mayor objetividad en la gestión ambiental, especialmente en lo relativo al sistema de evaluación de impacto ambiental. La gran subjetividad que hoy existe en las evaluaciones de impacto ambiental,

precisamente originada en la carencia de parámetros objetivos, es una de las dificultades que hoy enfrenta el sistema, situación que sin duda pudiera también tocar a los proyectos y actividades de tipo agropecuario.

No obstante lo anterior, a partir de la promulgación del Decreto N° 93, del Ministerio Secretaría de la Presidencia, publicado en el diario oficial de 26 de octubre de 1995, que reglamenta el procedimiento para el dictado de normas de calidad ambiental y de emisión, el proceso de generación de normas ya está en marcha. Hoy día existen propuestas y anteproyectos de normas de emisión de residuos industriales líquidos para que se viertan al sistema de alcantarillado público, a los cuerpos de agua superficiales, sobre contaminación lumínica en el caso de los observatorios astronómicos del norte, sobre ruidos, sobre compuestos odoríferos emitidos por el proceso de fabricación de harina de pescado, compuestos odoríferos emanados del proceso kraft de celulosa, etc.

Todas estas propuestas y anteproyectos de normas pueden, en algún momento, afectar a los proyectos y actividades agropecuarias, en tanto éstas deberán ajustarse a dichos estándares. Por ejemplo, si hoy día quisiéramos instalar una agroindustria cualquiera, deberemos considerar en la composición de los residuos industriales líquidos que producirá dicha agroindustria, que dichos residuos cumplan con las concentraciones máximas permitidas por la respectiva norma de emisión. De otra forma no podremos ni siquiera pensar en construir la planta, porque no logrará salvar los requerimientos normativos ambientales. La opción será o modificar el proceso, o instalar plantas de tratamiento de nuestros residuos, o innovar tecnológicamente.

El procedimiento para dictar normas de calidad ambiental es bastante largo, fundamentalmente porque antes de dictarse, el Estado desea que se ponderen al máximo los aspectos técnicos, científicos, económicos y sociales, y también porque se contemplan en el decreto ya aludido instancias de participación ciudadana en el proceso. Es decir, afinada la propuesta desde los anteriores puntos de vista, se abre un plazo para que los interesados, empresariado, universidades, ONGs, comunidad organizada, etc, puedan hacer valer sus opiniones e intereses, hasta finalmente terminar en el pronun-

ciamiento del Consejo Directivo de la CONAMA, que es la instancia que en definitiva aprueba o no los proyectos de normas. La finalidad de que la comunidad participe en el proceso de generación de estas normas es lograr grados adecuados de consenso social en torno a ellas, evitando así la circunstancia, desgraciadamente muy común en América Latina, de que existan normas de calidad ambiental de muy buena factura técnica, pero que no cumplen porque no tienen un consenso mínimo social que las sustente.

De esta forma, mi opinión en cuanto a las actividades agropecuarias, es que las organizaciones que reúnen a los productores agropecuarios estén atentas y se refuercen técnicamente en el área ambiental, de cara a este proceso de generación de normas, que les va a afectar.

Actividades agropecuarias en normas de emisión

Así como las normas de calidad, más bien relacionadas con la capacidad de carga de un medio receptor, es decir, la capacidad que tiene un medio receptor de autodepurarse cuando le introducimos un contaminante, y buscan proteger la vida y la salud de la población (caso de las normas primarias) o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza (caso de las normas secundarias), las normas de emisión son más específicas, y se definen en la Ley de Bases como aquellas que establecen la cantidad máxima permitida para un contaminante medida en el efluente de la fuente emisora. Por ejemplo, una norma de emisión que fije la concentración máxima permitida de sólidos suspendidos en residuo, la que se medirá en el efluente de la fuente emisora. O un porcentaje máximo de grasa, o un rango máximo de acidez o alcalinidad, etc. Evidentemente, la vigencia de las normas de emisión también influirá en las decisiones que se tomen en proyectos o actividades agropecuarias.

Actividades agropecuarias y planes de manejo, prevención y descontaminación

Una situación similar a las anteriores consideraciones se constata en torno a los llamados planes de manejo, de prevención y de descontaminación, todos referidos a las actividades agropecuarias.

Aparentemente sin mucha relación con el área de nuestro interés, la verdad es que por ejemplo, la existencia de una zona saturada con su respectivo plan de descontaminación puede tener importancia determinante a la hora de decidir la localización de algún proyecto agropecuario, o las tecnologías a usar. Lo mismo ocurrirá en el caso de los planes de prevención.

Tal como seguramente es de conocimiento de los presentes, un plan de prevención debe ser la consecuencia del dictado de una declaración de zona latente, y un plan de descontaminación debe ser la consecuencia de la dictación de una declaración de zona saturada. La zona latente, como la misma Ley de Bases la define, es aquella en que la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo se sitúa entre el 80 por ciento y el 100 por ciento del valor de la respectiva norma de calidad ambiental (excluye a las normas de emisión). Por el contrario, una zona saturada, conforme a la misma Ley, es aquella en que una o más normas de calidad ambiental se encuentran sobrepasadas.

Como se puede deducir de lo expuesto, para declarar zona latente o saturada primero se deben efectuar mediciones por parte del organismo competente. Si tales mediciones indican que se han alcanzado los niveles superiores al 80 por ciento del valor de la norma o sencillamente ésta ha sido sobrepasada, el organismo competente deberá certificar tal hecho. Una vez certificado por el organismo competente que las normas de calidad ambiental (al menos una) se encuentran sobrepasadas o entre el 80 y el 100 por ciento de su valor, es posible dictar el decreto pertinente que declara la zona latente o saturada, en su caso.

Con los planes de manejo creo necesario hacer una aclaración. No estamos hablando de los más conocidos planes de manejo que se usan en el área forestal. Los planes de manejo que contempla la Ley de Bases tienen diferencias conceptuales y prácticas con el anterior. Un plan de manejo desde el punto de vista de la legislación forestal es más bien un plan técnico de corta o tala de árboles. Un Plan de Manejo de los contemplados en la Ley de Bases tiene por finalidad el uso y aprovechamiento racional de los recursos naturales renovables, de manera de asegurar su capacidad de regeneración y la diversidad biológica asociada a ellos, en especial aquellas en peligro de

extinción, vulnerables, raras o insuficientemente conocidas.

Conforme a lo anterior, el organismo público encargado por la ley de regular el uso o aprovechamiento de los recursos naturales en un área determinada, exigirá, de acuerdo con la normativa vigente, la presentación y cumplimiento de planes de manejo de los mismos, a fin de asegurar su conservación, incluyendo, entre otras posibles, las siguientes consideraciones ambientales:

- **Mantenimiento de caudales de agua y conservación de suelos.** Es decir, aquí ya se habla de los llamados "caudales mínimos ecológicos", aquellos mínimos que permiten asegurar el continuo biológico y la supervivencia de las diferentes especies que viven en ese cuerpo de agua.
- **Mantenimiento del valor paisajístico.** Nótese la novedad del concepto. Desde el punto de vista ambiental, el paisaje tiene un valor, incluso, permítaseme la redundancia, valorizable económicamente y por cierto, un plan de manejo deberá tenerlo en consideración.
- **La protección de las especies en peligro de extinción, vulnerables, raras o insuficientemente conocidas.**

Los planes de manejo no pueden aplicar a aquellos proyectos o actividades respecto de los cuales se hubiere aprobado un estudio o una declaración de impacto ambiental.

En relación a los planes de prevención y de descontaminación, me interesa destacar dos aspectos que considero relevantes con relación a las actividades y proyectos agropecuarios. El primero de ellos dice relación con el establecimiento de una limitación para la localización de algún proyecto. En las áreas donde se esté aplicando un plan de prevención o descontaminación, sólo podrán desarrollarse actividades que cumplan con los requisitos establecidos en el respectivo plan. En otras palabras, si nuestra actividad o proyecto de tipo agropecuario no se encuentra entre aquellas que cumplen con los requisitos del plan, deberemos buscar otra localización para nuestro proyecto, o hacer las modificaciones que nos permitan cumplir con los requisitos del plan.

La segunda de las observaciones dice relación con los instrumentos de gestión ambiental y de regulación o de carácter económico que se pueden usar en los planes de prevención o descontaminación. La misma ley señala que se podrán usar los permisos de emisión transables, las normas de emisión, los impuestos a las emisiones o tarifas a los usuarios, el sistema de evaluación de impacto ambiental, etc.

Todas las anteriores consideraciones deberían tomarse en cuenta a la hora de decidir la localización de nuestro proyecto o actividad agropecuaria. Sin duda el nivel de exigencias ambientales es menor en las áreas donde no hay declaración de zona latente o saturada.

Actividades agropecuarias en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental

Finalmente, en este breve repaso por algunos de los instrumentos de gestión ambiental, frente a las actividades agropecuarias, llegamos al más conocido Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. El tema es lo suficientemente debatible como para separarlo en un capítulo especial de esta exposición.

SISTEMA DE EVALUACION DE IMPACTO AMBIENTAL Y ACTIVIDADES AGROPECUARIAS LAS DOS PREGUNTAS CLAVES

Cuando tenemos una actividad o un proyecto, del tipo que sea, desde el punto de vista del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental necesitamos hacernos dos preguntas absolutamente esenciales. La primera de ellas consiste en preguntarse ¿Debe nuestro proyecto o actividad ingresar al Sistema? La segunda de ellas es: ¿Si debo o sí, no estando obligado, deseo voluntariamente ingresar al Sistema, qué hago? ¿Un estudio o una declaración de impacto ambiental?

Ambas interrogantes tienen respuesta en la Ley de Bases y en el Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, Decreto N° 30, del Ministerio Secretaría de la Presidencia, publicado en el diario oficial de 3 de abril de 1997.

A la primera de ellas, es decir, si debo o no ingresar al Sistema, se refiere el artículo 10° de la Ley, o el

artículo 3° del Reglamento. Ambas disposiciones contienen un largo listado de proyectos o actividades que deben ingresar al referido Sistema. Si nuestro proyecto o actividad se encuentra incluido en este listado, la primera de las preguntas que nos hicimos se encuentra contestada: deberemos ingresar al Sistema. Este ingreso puede incluso ser voluntario.

Una vez decidido nuestro ingreso al Sistema, surge nuestra segunda interrogante. ¿Hacemos un estudio o hacemos una declaración de impacto ambiental? Esta pregunta es contestada en el artículo 11° de la Ley, y artículos 4°, 5°, 6°, 8°, 9°, y 10° del Reglamento. Si nuestro proyecto o actividad genera o presenta al menos uno de los efectos, características o circunstancias en dicho artículo establecidos, entonces deberemos hacer un estudio de impacto ambiental. Si por el contrario nuestro proyecto o actividad no genera ninguno de esos efectos, características o circunstancias, entonces deberemos hacer una declaración de impacto ambiental.

Obviamente, la distinción no es superficial. Entre un estudio y una declaración de impacto ambiental existen diferencias en cuanto a los procedimientos, la profundidad de los análisis, los objetivos, la extensión e incluso los costos involucrados. Un estudio de impacto ambiental es un documento mucho más pormenorizado y completo que una declaración. En general, la declaración de impacto ambiental, en la práctica, viene a ser como el instrumento básico, más común, y se aplica a los proyectos que en definitiva son menos relevantes ambientalmente, con efectos e impactos poco significativos.

El ingreso al SEIA de proyectos y actividades de tipo agropecuario.

Desde el punto de vista del tema de la exposición, existen varios tipos de proyectos y actividades agropecuarios que ameritan su ingreso al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, SEIA. Ellos fundamentalmente están señalados en las letras a), g), h), y), o) y q), todas del artículo 10° de la Ley, reproducido en el artículo 3° del Reglamento. En los párrafos siguientes nos detendremos en un pequeño comentario sobre cada uno de los proyectos o actividades señalados en las ya referidas letras.

Lo relevante de destacar es que las actividades agropecuarias no están en ningún caso ausentes del SEIA. Existen varios tipos de proyectos o actividades, algunos característicos del área, que requieren de evaluación de impacto ambiental. Especial relevancia cobra en estos casos el sector de la agroindustria, como lo veremos.

EL PROBLEMA DE LOS PERMISOS SECTORIALES EN EL AMBITO DE LO AGROPECUARIO

Los permisos sectoriales

Un problema adicional se produce cuando nos abocamos al tema de los permisos sectoriales ambientales. En efecto, la Ley de Bases y el Reglamento contemplan una serie de permisos que antes de la vigencia del sistema eran concedidos separadamente por los Servicios Públicos competentes, y que en la actualidad, vigente el sistema, deben ser obtenidos dentro del mismo procedimiento de evaluación de impacto ambiental, que como sabemos lo administra la Comisión Regional del Medio Ambiente, COREMA, o la Dirección Ejecutiva de CONAMA, en este último caso si se trata de proyectos o actividades cuya área de influencia afecte a más de una región.

Los aludidos permisos se encuentran señalados en los artículos 66° al 97° inclusive del reglamento. Es un listado en el cual cada artículo individualiza el permiso, el Servicio Público que lo debe informar, el cuerpo legal o reglamentario que lo impone, los requisitos administrativos que requiere cumplir el proyecto para poder obtenerlo y la documentación técnica necesaria al efecto.

Obviamente, varios de estos permisos ambientales sectoriales deben ser requeridos en el caso de proyectos o actividades agropecuarias. Uno de los más comunes es el cambio de uso de suelo, que entregare el Servicio Agrícola y Ganadero, pero también son exigibles los permisos de tratamiento de aguas servidas domiciliarias e industriales, que los conoce y resuelve el Servicio de Salud que corresponda y la Superintendencia de Servicios Sanitarios, respectivamente, etc.

Desde este punto de vista, es pertinente hacer el alcance de que, dentro del Sistema de Evaluación de

Impacto Ambiental, es más que probable que en muchos de los proyectos del sector agropecuario sea necesario contar con alguno de estos permisos ambientales sectoriales. La ventaja de su tramitación dentro del SEIA radica en que, obtenido el permiso por esta vía, ningún otro servicio del Estado podrá volver sobre el tema, haciendo exigencias ambientales adicionales a las ya establecidas por la respectiva COREMA o Dirección Ejecutiva de CONAMA, en su caso.

El cambio de uso de suelo. Muchas vías para burlar la Ley

Sin menoscabar la importancia que revisten otros permisos sectoriales, quisiera referirme en especial a un permiso ambiental sectorial que está provocando algunos problemas interpretativos y de aplicación. Se trata del conocido permiso de cambio de uso de suelo, que entrega el Servicio Agrícola y Ganadero, conforme al procedimiento de la Ordenanza general de Urbanismo y Construcciones. Este permiso está contemplado en el artículo 97º del Reglamento del SEIA.

El problema radica en que, para efectos del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental, se habla en forma copulativa de permiso para subdividir y urbanizar terrenos rurales, para complementar alguna actividad industrial con viviendas, dotar de equipamiento a algún sector rural, etc. En la práctica, se están solicitando permisos para solamente subdividir terrenos rurales, pero no para urbanizarlos, sin un proyecto que respalde la petición, con lo cual se está obviando el ingreso al SEIA. Una vez obtenido el permiso aludido, se busca hacer los trámites de permisos de construcción directamente a la Municipalidad.

Sin duda que la situación descrita es una irregularidad, una especie de "resquicio" que aparentemente permite establecer una especie de "by pass" a la Ley de Bases en este aspecto. No obstante lo anteriormente expresado, las Municipalidades deberán disponer que se cumpla con el SEIA, porque la urbanización igual va a requerir de agua potable, sistemas de alcantarillado y construcción, que podrán "caer" al SEIA por otras vías del artículo 10º de la Ley. Sólo para graficar el problema, deseo expresar el hecho de que vía estas subdivisiones sin

proyecto, se están construyendo complejos habitacionales o parcelas de agrado en terrenos a veces de gran aptitud agrícola, con sistemas de vaciamiento de las aguas servidas basados en infiltración de la napa y, dado que no se ha efectuado una evaluación de impacto ambiental, la mayor parte de las veces se ignora cual es la real capacidad de autodepuración de la napa, que a la vez, altamente contaminada, es utilizada para dar de beber al ganado, para actividades agropecuarias e incluso para el consumo humano.

En otros permisos

Ya aludimos precedentemente que existen varios de los permisos sectoriales ambientales que son aplicables a los proyectos y actividades agropecuarias, como el permiso para el funcionamiento de los campings en áreas rurales, o para la extracción de ripio y arena en los cauces de ríos y esteros, o para vaciar residuos industriales líquidos provenientes, entre otras, de actividades agroindustriales, en ríos, vertientes, lagos y otros cuerpos de agua superficiales, o el permiso para iniciar trabajos de construcción, excavación o para desarrollar actividades de pesca, caza, explotación rural y cualquier otra actividad que pudiera afectar el estado natural de un santuario de la naturaleza, o para realizar nuevas explotaciones o mayores extracciones de aguas subterráneas en zonas de prohibición, etc.

ANALISIS EN PARTICULAR DE LOS PROYECTOS O ACTIVIDADES DEL ARTICULO 10º DE LA LEY, O ARTICULO 3º DEL REGLAMENTO

Letra «a» del artículo 10º de la Ley

Esta letra se refiere a los acueductos, embalses o tranques y sifones que deban someterse a la autorización establecida en el artículo 294º del Código de Aguas. Además de presas, drenaje, desecación, dragado, defensa o alteración, significativos, de cuerpos o cursos naturales de aguas.

La Ley entiende que estos proyectos o actividades son significativos cuando las presas tengan un muro de una altura igual o superior a cinco metros, o una longitud de coronamiento igual o superior a quince metros. Como se ve, las medidas de caudales,

capacidades de los embalses son bastante modestas, nada de grandes obras.

Proyectos o actividades que signifiquen drenaje o desecación de vegas o bofedales de las regiones de Tarapacá y Antofagasta, cualquiera que sea su superficie. O drenaje o desecación de cuerpos naturales de agua como lagos, lagunas, pantanos, marismas, vegas, turberas, humedales, cuya superficie afectada sea igual o superior a diez hectáreas, (regiones I a IV) o a veinte hectáreas (regiones V, Metropolitana, VI y VII) y treinta hectáreas (regiones VIII a XII). No se incluyen en esta obligación los suelos "ñadis", es decir, aquéllos cuya principal fuente de abastecimiento de agua sean las aguas lluvias.

La disposición también se refiere a los dragados de fango, piedras, arenas y otros materiales de cursos o cuerpos de agua terrestres y aguas marítimas, en las cantidades mínimas que allí se señalan y finalmente, la defensa o alteración de un cuerpo, cauce o curso natural de agua terrestre, siempre que se movilice una cantidad igual o superior a los veinte mil metros cúbicos de material (Regiones I a IV y Metropolitana) y cincuenta mil metros cúbicos de material (resto de las Regiones).

Muchos de los proyectos o actividades reseñados en esta disposición legal pertenecen o se relacionan con el área agropecuaria. De esta forma, habrá que ponderar las disposiciones de la Ley de Bases a la hora de resolver sobre este tipo de inversiones.

Letra «g» del artículo 10º de la Ley

La letra aludida se refiere a los proyectos de desarrollo urbano o turístico, en zonas que no estén comprendidas en los límites urbanos, o dentro de seccionales o planes reguladores comunales e intercomunales. Es decir, proyectos de este tipo que se realicen en zonas rurales.

La ley coloca ciertos límites mínimos para que este tipo de proyectos ingrese al sistema, como por ejemplo, que se contemplen en forma copulativa obras de edificación y de urbanización, o que en el sector rural las viviendas a edificar sean de un número igual o superior a las ochenta viviendas. No obstante lo anterior, se trata de proyectos o actividades que también se relacionan con las áreas rurales, donde por esencia tienen lugar las actividades agropecuarias.

Letra «h» del artículo 10º de la Ley

Esta disposición se refiere a los planes reguladores comunales, intercomunales, planes seccionales, de desarrollo o a proyectos industriales o inmobiliarios que intenten localizarse en zonas declaradas latentes o saturadas. Se puede dar el caso de una agroindustria que intente localizarse en una zona latente o saturada, caso en el cual, cualquiera sea su tamaño, deberá ingresar al sistema. Lo mismo en cuanto a los instrumentos de planificación del territorio. Su mayor o menor superficie puede directamente afectar a las actividades agropecuarias. Obviamente, si un plan regulador comunal se extiende en superficie, declarando zona urbana sectores antes rurales, ello tendrá consecuencias obvias en el área de nuestro interés.

Letra «i» del artículo 10º de la Ley

Esta disposición es relevante para el tema que nos preocupa. Se refiere a que deben ingresar al sistema los proyectos o actividades de tipo agroindustrial, mataderos, planteles y establos de crianza, lechería y engorda de animales, siempre que sean de dimensiones industriales.

Acto seguido, el mismo artículo señala que se entenderá que tales proyectos o actividades son de dimensiones industriales cuando se trate de:

- En el caso de las agroindustrias, cuando allí se realicen labores u operaciones de limpieza, clasificación de productos según tamaño y calidad, tratamiento de deshidratación, congelamiento, empacamiento, transformación biológica, física o química de productos agrícolas, y que tenga capacidad para generar una cantidad de residuos sólidos igual o superior a las ocho toneladas por día en algún día del período de producción, o que simplemente generen residuos tóxicos.
- En cuanto a los mataderos, se entenderá que son de dimensiones industriales cuando tengan una capacidad para faenar animales en una tasa total de producción final igual o superior a doce toneladas por hora, medida como el promedio del período de producción.
- Los planteles y establos de crianza y engorda de ganado bovino para producción de carne donde

se mantengan confinadas en patios de alimentación por más de un mes, un número igual o superior a trescientas unidades animal.

- Los planteles y establos de engorda, postura y/o reproducción de animales avícolas con capacidad de alojar diariamente a una cantidad igual o superior a cien mil pollos o veinte mil pavos; planteles de crianza y/o engorda de animales porcinos, ovinos, caprinos u otras especies similares, con capacidad para alojar diariamente una cantidad, equivalente en peso vivo, igual o superior a cincuenta toneladas.
- Los planteles de lechería de ganado bovino u ovino donde se mantenga confinadas en régimen, en patios de alimentación, un número igual o superior a las trescientas unidades animal.

Letra «o» del artículo 10º de la Ley

Esta letra se refiere a los proyectos o actividades de saneamiento, tales como los sistemas de agua potable, alcantarillado y sistemas de tratamiento y disposición de residuos industriales sólidos o líquidos. La incluyo por la relación con los sistemas de tratamiento de los residuos que pueden generar las diversas actividades agropecuarias, especialmente las agroindustrias.

Letra «q» del artículo 10º de la Ley

Finalmente, una disposición que se ha prestado para muchas discusiones. Se refiere a la aplicación masiva de productos químicos en áreas urbanas o en

zonas rurales próximas a centros poblados o a cursos o masas de aguas que puedan ser afectadas.

A continuación, la disposición establece que se entenderá por aplicación masiva los planes y programas destinados a prevenir la aparición o brote de plagas o pestes, así como también aquellos planes y programas operacionales destinados a erradicar la presencia de plagas cuarentenarias ante emergencias fitosanitarias o zoonosanitarias, que se efectúen por vía aérea sobre una superficie igual o superior a mil hectáreas. Asimismo, se entenderá que las aplicaciones en zonas rurales son próximas cuando se realicen a una distancia inferior a cinco kilómetros de centros poblados o cursos o masas de agua.

CONCLUSIONES

Los párrafos anteriores demuestran que las actividades agropecuarias deberán adecuarse a una nueva realidad, que les impone ciertas exigencias tradicionalmente poco tenidas en cuenta. Deberán considerar las futuras normas de calidad ambiental y de emisión, ponderar la existencia de zonas saturadas o latentes y, fundamentalmente, hacer el examen de procedencia sobre su eventual ingreso al sistema de evaluación de impacto ambiental, que, como lo expresamos precedentemente, incluye entre los proyectos y actividades que deben hacer evaluación ambiental a muchas de las actividades agropecuarias.

La situación reseñada es fundamentalmente un desafío, pero también una gran oportunidad, en momentos que el país ingresa decididamente a competir a los mercados regionales y globales.

Evaluación de impacto ambiental de represas en el Alto Biobío

Valoración de efectos sobre Comunidades Indígenas

por Gerardo Azócar García *

INTRODUCCION

Actualmente, en el mundo entero se discute el tema de la diversidad cultural como uno de los elementos más importantes del patrimonio de la humanidad. Respetar, fomentar y conservar el acervo cultural de los pueblos aborígenes o etnias, constituye un deber para los modernos estados en que ellos habitan. En este sentido, ya no se discute, o bien ya no con la misma intensidad, el tema de la integración de minorías étnicas a la estructura social, cultural y económica de las naciones de las cuales forman parte. Más bien, se trata de reconocer el derecho de estos pueblos a asumir el control de sus propias instituciones, formas de vida, desarrollo económico, y a mantener y fortalecer sus propias identidades; obviamente, sin que ello afecte la integridad territorial del país en el cual habitan.

En este contexto, el controvertido proyecto de desarrollo hidroeléctrico del Alto Biobío, llevado a cabo por la empresa Nacional de Electricidad (ENDESA), ha provocado variadas reacciones a nivel de personeros de gobierno, empresarios, grupos ecologistas, ambientalistas y entidades universitarias. En este orden de cosas, el Centro EULA-Chile de la Universidad de Concepción, ha mantenido un planteamiento claro y preciso respecto al significado

ambiental de la construcción y operación del complejo hidroeléctrico del río Biobío¹. Es así como en esta presentación me referiré, en primer lugar, a los planteamientos de EULA en relación a los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) de las centrales Pangué y Ralco; luego, haré un breve análisis de los principales impactos ambientales asociados a estos proyectos y, finalmente, centraré mi exposición en el tema de la valoración de impactos ambientales sobre comunidades indígenas Pehuenche.

ESTUDIOS DE IMPACTO AMBIENTAL DE LAS CENTRALES PANGUE Y RALCO

Resulta difícil precisar la real magnitud de los efectos, positivos o negativos, que sobre el sistema natural y social ya ha provocado o pueda provocar el desarrollo del futuro complejo hidroeléctrico del Alto Biobío. En este sentido, los estudios de EIA realizados por ENDESA han sido, desde un punto de vista científico-técnico, seriamente cuestionados por carecer de un enfoque integral.

En estos trabajos el «problema ambiental» sólo se reduce al análisis y estudio local de las áreas específicas en las cuales se desarrolló el proyecto Pangué y el área de impacto directo de la futura central Ralco.

Este enfoque ha sido criticado por investigadores del Centro EULA Chile, a partir de la revisión de los estudios de EIA de Pangué y Ralco, quienes sostienen que la cuenca hidrográfica del río Biobío debe ser la unidad territorial mínima a ser investigada, pues el río es un «continuum» que no puede ser parcializado. También indican que si el análisis del EIA es de carácter «reducclonista» se comete un grave error conceptual, ya que al estudiar sólo aquellos segmentos del río directamente afectados por las

* Dr. en Ciencias Ambientales. Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción. Fono: 242465. Fax: 41-242546. E-Mail: Gazocar@udec.cl.

¹ El proyecto original de ENDESA considera la construcción de 6 centrales hidroeléctricas en el río Biobío. Estas, ordenadas desde aguas abajo hacia aguas arriba del río, serían las siguientes: Quitramán, Huequecura, Aguas Blancas, Pangué, Ralco y Llanquén o Lonquimay.

obras, no es posible predecir y mucho menos evaluar los impactos ambientales que estos megaproyectos producirán a mediano y largo plazo, en las áreas directa o indirectamente afectadas, tanto aguas arriba como aguas abajo del río Biobío.

Sucede una situación similar cuando en estos estudios de EIA se analizan los aspectos sociales, étnicos y culturales de las comunidades indígenas de la zona. Cuando estas materias se evalúan, se consideran sólo aquellas comunidades Pehuenche, y parte de sus respectivos territorios, localizados en las áreas afectadas directamente por las obras². Pensamos que esto es un error metodológico que denota un desconocimiento de algunas características fundamentales de la cultura Mapuche-Pehuenche; esto, principalmente, porque estas comunidades constituyen un grupo étnico homogéneo, con rasgos culturales claramente identificables, que hasta el día de hoy siguen relacionándose a través de ciertas actividades ancestrales. Tal es el caso de los desplazamientos de familias, de distintas comunidades, hacia los bosques de araucarias para la recolección del piñón, los traslados de rebaños desde las zonas de invernadas hacia los pastos de las veranadas, los movimientos de indígenas vinculados con la actividad comercial fronteriza y, no menos importante, son el mantenimiento de los lazos de parentesco, situación que genera continuos viajes de individuos y familias completas entre las distintas comunidades de Alto Biobío.

² Principalmente las 3.500 hectáreas que inundaría la Central Hidroeléctrica Ralco y de las cuales 639 hectáreas corresponden a tierras indígenas de las comunidades Pehuenche de Queupuca Ralco y Ralco Lepoy.

³ Las comunidades Pehuenche, desde un punto de vista administrativo, se localizan en la comuna de Santa Bárbara, en la provincia de Biobío. En la ribera del río Biobío se encuentran las comunidades de Callaqui, Queupuca Ralco, Ralco Lepoy y en la ribera del río Queuco las de Pitril, Cauñicu, MallaMalla y TrapaTrapa. La población Pehuenche del área es de, aproximadamente, 4.100 personas y los terrenos que ocupan las comunidades se estiman en 50 mil hectáreas.

Es por estas razones que estos Estudios de Impacto Ambiental debieran haber considerado, necesariamente, todas las comunidades Pehuenche de Alto Biobío y sus actuales territorios de ocupación³.

En síntesis, las críticas que el Centro EULA-Chile ha realizado a los EIA de los proyectos Pangué y Ralco se pueden resumir en los siguientes puntos:

- Definir con exactitud las relaciones de los impactos potenciales de la Central Pangué y del Proyecto Ralco con otros usos o proyectos de inversión, principalmente de infraestructura, que se pretendan desarrollar en la cuenca hidrográfica del río Biobío. Por ejemplo, el Proyecto de Riego Canal Laja-Diguillín, las centrales hidroeléctricas Mampil y Peuchen en la subcuenca del río Duqueco y la central hidroeléctrica Rucué, en la subcuenca del río Laja.
- Definición más precisa de las áreas consideradas como de impacto directo e impacto indirecto, tanto de la Central Hidroeléctrica Pangué como del Proyecto Ralco. Definición de la unidad territorial mínima que debiera ser considerada en la EIA del complejo de centrales hidroeléctricas que ENDESA pretende desarrollar en Alto Biobío.
- Definición más precisa de los impactos que estos proyectos han provocado o pueden provocar sobre la minoría étnica Mapuche Pehuenche. Evaluación específica del significado ambiental, económico y cultural del Plan de Relocalización de familias Pehuenche de las comunidades de Queupuca Ralco y Ralco Lepoy.
- Determinación de un caudal mínimo permanente del río Biobío, que en su cálculo considere la actual operación de la Central Pangué, las demandas de recursos hídricos en las subcuencas del río Laja y Duqueco y las demandas actuales y futuras de otros usuarios, principalmente relacionadas con la actividad agrícola de riego y la actividad industrial.
- Determinar mediante un estudio específico la importancia del río Biobío en la productividad pesquera del Golfo de Arauco, con el objetivo

de definir el real significado de la retención de sedimentos en el embalse de la Central Pangue y en el futuro embalse de la Central Ralco.

En relación con los impactos ambientales generados por la construcción de la Central Hidroeléctrica Pangue y con los impactos potenciales de la Central Ralco, es necesario destacar que en nuestro país no existe una adecuada base de conocimiento científico y metodológico que permita determinar con claridad los efectos ambientales de estos megaproyectos, particularmente en lo referido a la identificación y valoración de los efectos que estas obras de infraestructura pueden provocar sobre comunidades humanas. Tampoco existe claridad absoluta respecto a la oportunidad y conveniencia económica de los proyectos hidroeléctricos, en comparación con otras alternativas en materia de generación de energía.

En este sentido, parece lógico pensar que frente a estas condiciones debiera existir, por parte de la sociedad, una actitud de «aversión al riesgo»; es decir, cuando la magnitud del impacto ambiental de una determinada acción humana no puede determinarse por falta de conocimiento, pero existen razones fundadas para pensar que dicha acción puede generar efectos ambientales, sociales o culturales que van más allá de lo que puede ser considerado aceptable o tolerable, se debe buscar una acción alternativa que evite dicho riesgo⁴.

Sumado a lo anterior, también es importante señalar que la cuenca hidrográfica del río Biobío constituye un sistema natural tremendamente complejo, que permite el desarrollo de importantes actividades económicas sustentadas, básicamente, en la utilización de recursos hídricos y del recurso suelo. Es así que el río Biobío constituye un elemento natural que define el desarrollo urbano, industrial y agrícola de la región del Biobío. Por ello, resulta evidente que cualquier alteración o modificación de su estructura o funcionamiento puede tener consecuencias de diversa naturaleza, tanto sobre el recurso mismo, como sobre las distintas actividades que lo utilizan. Esto adquiere mayor relevancia si consideramos la enorme presión que, en la actualidad, existe por el uso de los recursos hídricos y por los suelos de la cuenca hidrográfica del río Biobío.

PRINCIPALES IMPACTOS AMBIENTALES

Con relación a los principales impactos ambientales, identificados en los EIA realizados por ENDESA, estos se pueden agrupar de la siguiente manera:

Impactos negativos sobre el sistema acuático

- Impedimento para la migración de peces en el río Biobío por la construcción de la presa de la central Pangue y de la futura central Ralco.
- Disminución del hábitat disponible para poblaciones de peces en el río Biobío.
- Agotamiento de oxígeno disponible en el embalse de la central hidroeléctrica Pangue.
- Cambio en la estructura y composición de plantas acuáticas del río Biobío.

Impactos negativos sobre el sistema terrestre.

- Cambios en el uso del suelo en el área del embalse y sectores adyacentes.
- Destrucción de flora en el área de inundación de la central Pangue y deforestación en áreas adyacentes⁵.

⁴ En este sentido, el resultado de un estudio económico, encargado por el Grupo de Acción por el Biobío (GAB), indica que desde un punto de vista privado Ralco tiene un saldo negativo de 47,6 millones de dólares y de 72 millones de dólares desde el punto de vista social, en relación a la alternativa de reemplazar Ralco por centrales a gas en ciclo combinado.

⁵ La construcción de la presa y, específicamente, la formación del embalse de Ralco, significa inundar cerca de 2.000 hectáreas de bosques nativos de Roble y de Raulí; formaciones constituidas por especies tales como Guindo Santo, Ciprés de la Cordillera, Radal Enano y Lleuque, las cuales se encuentran clasificadas en la categoría «vulnerable» o «raras» en el Libro Rojo de la Flora de Chile, editado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF).

- Peligro para especies animales en estado crítico de conservación.
- Modificación del balance erosión-sedimentación aguas abajo de la presa.

Impactos negativos en las aguas superficiales

- Disminución del caudal, aguas abajo de la presa, y posibles cambios hidrológicos, con alteraciones importantes en la disponibilidad del recurso para otros usuarios.
- Posibles fluctuaciones de caudal, con efectos negativos sobre otros usuarios, sobre el sistema acuático y sobre la geomorfología del cauce.
- Alteración del régimen hidrológico superficial entre el punto de devolución de las aguas del embalse y el río Pangué.
- Cambios en la calidad y cantidad del recurso por estratificación térmica en las aguas del embalse Pangué.
- Pérdida de calidad del recurso hídrico, aguas abajo, por menor capacidad de dilución.
- Menor aporte de nutrientes, aguas abajo de la presa, al río Biobío.

Impactos ambientales positivos

- Generación de energía barata en términos de costos de operación.

- Ausencia, en la etapa de operación de la central Pangué, de emisiones nocivas o contaminantes.
- Mejoramiento de la infraestructura vial y de las condiciones de accesibilidad al área.
- Generación de empleo, mejoramiento de servicios y de equipamiento en la fase de construcción de la central Pangué.
- Desarrollo de la actividad turística en el área del embalse Pangué y sus alrededores.

Sin lugar a dudas, el aspecto más controvertido del proyecto Ralco es poder dimensionar la real magnitud de los efectos o impactos que esta obra pudiera provocar sobre las comunidades Mapuche-Pehuenche del Alto Biobío. Existen diversas opiniones con respecto a este tema; por una parte, aquellos que sostienen que una intervención de sus territorios, de esta naturaleza, provocaría un proceso de «etnocidio» o «muerte cultural» de las comunidades directamente afectadas; por otra, quienes plantean que las medidas de mitigación o compensación propuestas por ENDESA permitirían atenuar los impactos ambientales sobre la población indígena del área⁶ y quienes consideran que la realización de este proyecto constituye una «oportunidad histórica» para que los Pehuenche puedan salir de la pobreza y miseria en la cual actualmente se encuentran.

En la actualidad, en nuestro país los Pehuenche habitan en la comuna de Santa Bárbara y en la comuna de Lonquimay⁷. En la primera, están distribuidos en siete reducciones; de ellas, tres en la ribera del río Biobío, que son las de Callaqui, Queupuca Ralco y Ralco Lepoy y cuatro en la ribera del río Queuco, las de Pitril, Cauñicu, Malla Malla y TrapaTrapa. La población total de las comunidades de Santa Bárbara es de 4.100 personas y ocupan una superficie estimada en 64 mil hectáreas.

En la comuna de Lonquimay están distribuidos en 12 comunidades y su población total es de 4.037 personas. De estas agrupaciones, cuatro se localizan en la ribera del río Biobío, que son las de Piedra Blanca, Pehuenco, Mitrauquén y Pedregoso. Una en la ribera del río Naranjo, afluente del río Lonquimay, que es la reducción conocida con el nombre de Bernardo Nanco. Tres en zonas aledañas a la Laguna Galletué, las de Quinquén, Huallenmapu y

⁶ Corresponden, principalmente, a las medidas contenidas en el Plan de Relocalización de las familias pehuenche de Quepuca Ralco y Ralco Lepoy, propuesto por ENDESA en el EIA de Ralco.

⁷ También existen 15 agrupaciones indígenas, Mapuche-Pehuenche, en la provincia de Neuquén en la República Argentina. Estas se localizan en los departamentos de Aluminé, Loncopue, Norquín, Picunches y Zapala. La población indígena es de 3.700 personas. El departamento con mayor cantidad de habitantes indígenas es Aluminé (1.285) y el de menor población es Picunche (243).

Huenucalivante y tres reducciones ubicadas en las proximidades de la Laguna Icalma, que son las de Pedro Calfuqueo, Cruzaco, Marimenuco e Icalma. En esta zona, la reducción de más población es Bernardo Ñanco (966 personas) y la menor Quinquén (78).

La extrema pobreza, la escasez y degradación de sus recursos, las divisiones sociales al interior de las comunidades y los problemas legales derivados de la tenencia y propiedad de la tierra, son factores que determinan deficientes niveles de vida de la población Pehuenche de Alto Biobío. Es así como el 91 por ciento de la población indígena de la comuna de Santa Bárbara vive en condiciones de extrema pobreza, un 29 por ciento son analfabetos y el índice de desnutrición general es de un 16 por ciento.

Esta situación socioeconómica es más crítica si consideramos la rigurosidad de las condiciones climáticas del área, las deficiencias y carencias de infraestructura, equipamiento y servicios básicos y el aislamiento geográfico de la mayoría de las comunidades.

Desde un punto de vista económico-productivo las actividades giran en torno a la familia, como unidad básica de producción y de consumo. Su economía se podría definir como la realización de un conjunto de labores productivas y comerciales, orientadas a la satisfacción de las necesidades básicas de consumo del grupo familiar. Una

característica importante es el carácter individual o familiar del trabajo y la existencia de flujos monetarios en la venta o adquisición de productos.

Es importante destacar que, en la mayoría de las comunidades, los ingresos en dinero y especies que obtienen las familias, producto de la explotación de sus tierras o «goces» o bien del trabajo asalariado, realizado fuera del predio, apenas alcanzan para sostener un muy bajo nivel de consumo y de vida del grupo familiar⁸.

El Proyecto Ralco afectaría, en mayor medida, a las comunidades Pehuenche de Quepuca Ralco y Ralco Lepoy. Las familias que deberían ser relocalizadas, producto de la inundación de sus tierras o bien de sus viviendas, son aproximadamente 100, con un total de 386 personas, y la superficie de «tierras indígenas» inundadas de 639 hectáreas⁹, lo que corresponde a un 3,6 por ciento de la superficie total de ambas comunidades. Estos terrenos corresponden, principalmente, a pequeñas terrazas del río Biobío en las cuales las familias Pehuenche realizan sus pequeñas siembras, mantienen sus animales en época de invierno y localizan sus viviendas.

VALORACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES

En relación a los principales impactos ambientales negativos que la construcción y operación de la Central Hidroeléctrica Ralco pudiera provocar sobre la población indígena del área, estos efectos se pueden agrupar de la siguiente manera:

- Alteraciones territoriales en el área de ocupación actual de las comunidades de Quepuca Ralco y Ralco Lepoy, especialmente la pérdida de tierras indígenas y la reducción ostensible de los territorios de invernada de ambas comunidades.
- Separación física de familias, con la consiguiente pérdida del idioma vernacular y alteración de lazos de cooperación y de solidaridad.
- Pérdida de patrimonio cultural por inundación de cementerios, inundación de sitios arqueológicos e inundación de sitios en que se realizan ceremonias.
- Alteraciones económico-productivas, con pérdida de fuentes de ingreso por inundación de suelos

⁸ En un estudio realizado en la comunidad indígena de Callaqui se estimó un déficit de un 55,3 por ciento en el consumo de alimentos, tomando como referencia una ración modelo del Servicio Nacional de Salud de Chile, y de un 34,5 por ciento si se le comparaba con el consumo medio de una población de obreros. Además, se estableció que la producción de trigo en esta comunidad, permitía sustentar el consumo familiar de este cereal sólo durante cuatro meses del año.

⁹ Superficie que corresponde a 98 propiedades indígenas y dentro de las cuales se localizan 63 viviendas afectadas directamente.

productivos y pérdida de áreas de piñoneo por relocalización de familias.

- Alteraciones emocionales en familias e individuos por temor a proceso de relocalización, posible pérdida de identidad, incertidumbre ante una nueva forma de vida, presión por toma de decisiones y temor a contactos con población externa.
- Desarticulación territorial de las comunidades afectadas por relocalización de familias indígenas e implementación, por parte de ENDESA, del Plan de Relocalización.
- Generación de procesos de diferenciación social al interior de las comunidades afectadas, producto de la mayor disponibilidad de bienes a los cuales accederán las familias reasentadas.
- Divisiones internas al interior de las comunidades, entre grupos partidarios del proyecto y grupos opositores, producto de la intervención de la empresa a través de la Fundación Pehuén.

Los impactos ambientales positivos sobre la población Pehuenche del área, identificados en la EIA de Ralco, serían los que se indican a continuación:

- Mayores posibilidades para la población indígena de acceder a fuentes de empleo y de capacitación.
- Mejoramiento progresivo de la infraestructura vial y de la accesibilidad a las comunidades¹⁰.
- Mayor acceso de la población Pehuenche a equipamiento y servicios básicos.

- Desarrollo de la actividad turística en la zona, en base al aprovechamiento del embalse de la Central Ralco.

A la luz de los antecedentes presentados, parece claro que el tema de la Evaluación de Impacto Ambiental de los Proyectos de Desarrollo Hidroeléctrico del Alto Bío Bío es un tema complejo que requiere, desde un punto de vista científico-técnico, un análisis integral del sistema natural y humano de la Cuenca Hidrográfica del río Bío Bío. En este sentido, no es conveniente para el Estado tomar decisiones tan importantes y que comprometen recursos patrimoniales únicos de la nación, en base a estudios y evaluaciones parciales y sesgadas de la realidad.

También es cierto que la implementación de estos megaproyectos, necesariamente, involucra un costo ambiental, social y cultural que debe ser asumido por la sociedad en su conjunto e internalizado, principalmente, por los privados empeñados en tal empresa. Sin embargo, para establecer estos costos o valores ambientales se requiere el desarrollo de metodologías e investigaciones científicas - principalmente en lo referido a los efectos que estas obras de infraestructura pueden provocar sobre comunidades indígenas - proponer para un mismo proyecto varias alternativas de localización y evaluar ambientalmente el Plan de Desarrollo Regional o Nacional Energético.

Finalmente, creemos en la urgencia de una definición clara respecto del destino que la sociedad mayor y la etnia Mapuche-Pehuenche, en conjunto, desean para el futuro; conciliando los intereses mutuos y respetando la tradición que estos últimos todavía poseen. Si estos grupos han sido capaces de adaptarse a los imponderables histórico-económicos a lo largo de tanto tiempo, sobreviviendo además a la implacable persecución y segregación de la que han sido objeto, podrán encontrar entonces aquellos factores que permitan su desarrollo integral, proyectándolos hacia el futuro sin perder su identidad y su cultura.

¹⁰ Debido a la construcción del embalse de la Central Pangué, el camino que comunicaba el poblado de Ralco con las comunidades de Quepuca Ralco y Ralco Lepoy quedo bajo cota de inundación, razón por la cual ENDESA debió construir un nuevo camino. Esta nueva vía tiene una longitud, aproximada, de 25 kilómetros y bordea el embalse de la Central Pangué; es un camino estabilizado con ripio y permite un flujo vehicular más rápido y expedito en relación al camino antiguo. Sin embargo, en algunos sectores los cortes realizados para su construcción presentan fuertes pendientes, con una alta posibilidad de derrumbes o deslizamientos.

CONCEPT PAPER

Natural resource valuation, environmental impact assessment, and sustainability

The role of the NIARs in the Southern Cone

by G. Stachetti *; M.T. Brown **; W. Miller ***; E. Ruz **** and H. Riquelme *****

Purpose

The purpose of this concept paper is to lay the groundwork for a proposal to develop methods for evaluating sustainability of natural resource use in the countries of the Southern Cone, carry out these evaluations, and suggest opportunities for change in methodology and operating procedures of the Agricultural Research Centers within these six countries. The proposed project will involve researchers from the Southern Cone countries and researchers from U.S. Universities as part of the GREAN Initiative.

EVALUATING SUSTAINABILITY

If sustainability is to be understood, incorporated into decision making, and planned for it must be quantitatively evaluated. The overall concept of sustainability can be disaggregated into ecological, social, and economic sustainability and appropriate methods applied within each area to evaluate. In the final proposal we will seek to evaluate sustainability within these three areas and at two scales (national

and field/firm). The idea is to evaluate costs, benefits, and impacts within each area and at both scales using evaluative techniques appropriate for each area, then summarize and integrate these factors into indices of sustainable performance using techniques of systems analysis. The data exist for these analyses, so the proposed project will generate little new data, and primarily collect and synthesize existing data, develop metrics and indices of sustainability for comparing agro-ecosystems one to another, and evaluate national agricultural sustainability based on environmental and economic terms of trade for natural and agricultural resources between developed and developing economies.

We believe that it is imperative that these evaluations be conducted within each separate area of concern (ecological, social, and economic) because sustainability criteria within each discipline often result in different objective functions that are at odds with each other. For instance, changes in a farming system technology may positively affect ecological indices of sustainability which can either increase or decrease economic sustainability which in turn can either positively or negatively affect social indices. With this triad approach we will account for changes within each system, summarizing and synthesizing overall change to insure positive increases in sustainability.

ENVIRONMENTAL ACCOUNTING

Understanding the relationships between energy and the cycles of materials and information in agro-ecosystems will provide better insight into the complex inter-relationships between biosphere and society and provide methods for quantitatively evaluating environmental sustainability. Agro-ecosystems use

* *Engenheiro Agrônomo, PhD, CNPMA/EMBRAPA, Jaguariúna, SP, Brasil.*

** *PhD, Center of Wetlands, University of Florida, USA.*

*** *University of Nebraska, USA.*

**** *Ingeniero Agrônomo, PhD, INIA Quilamapu, Chillán, Chile.*

***** *Ingeniero Agrônomo, INIA Quilamapu, Chillán, Chile. (Editor de este documento)*

environmental energies directly and indirectly from both renewable energy fluxes and from storages of materials and energies that resulted from past biosphere production. Accounting for all inputs to agro-ecosystems, renewable, slow renewable, and non renewable alike, is imperative if sustainability is to be understood in an ecological context. Farming systems and forest extraction involve both monied and non-monied flows of materials and energy. The totals of which determine sustainability. Using methods of environmental accounting, the flows of both monied and non-monied materials and energy within major cropping systems, forestry operations, and livestock production systems should be evaluated. Depletion of soils and aquifers, losses of genetic diversity, and off-site impacts from fertilizer and pesticides are presently being evaluated in common units like tons, m³, numbers, joules, etc. These varying units can be integrated into a common basis using techniques of emergy analysis where energy values are assigned to different materials and energies based on their energy costs of production within the biosphere. Much like contingency evaluation in economics, the emergy evaluation technique relies on developing "prices" for environmental goods in units of biosphere production. Thus the currency is energy instead of dollars (although the energy can be converted to money in a final step to incorporate environmental accounts with economic accounts). Using these common energy units, costs, impacts, and changes in natural capital can be summed to evaluate total environmental sustainability.

METHODS

The proposed project should be organized in two scales of evaluation. The first scale is the scale of national analysis where each country's energy and material balance will be evaluated from existing data and related to Gross Domestic Product. The second, smaller scale evaluations of agro-ecosystems within each country will be conducted as follows: (1) choose major cropping systems, forestry processes, and livestock production systems for each country, including the people within those ecosystems, (2) collect and synthesize data from existing sources on the input flows, storages, outputs and impacts for each system, (3) arrange data in tables of energy and material flows and apply appropriate multipliers to convert energy and materials to biosphere production

units, and (4) relate biosphere production units to national accounts to set prices for environmental goods.

ECONOMIC EVALUATION

In order to stay economically competitive in the global economic system of exchange, farmers are continually adopting new technologies or practices. Any change in farming practices alters the profitability of the farm firm. It also alters both social and ecological sustainability of the agricultural ecosystem. These impacts occur for every change in forestry practices, crop production, and livestock production.

Some changes in production practices are profitable, but they reduce the ecological or social sustainability of the agro-socio ecosystem. Other changes in production practices improve sustainability, but may reduce profits. Still other changes increase profits and enhance sustainability. There is a constant search for the latter practices because they provide dual benefits and are often called win-win technologies. Complete measurement of the impact of a new technology requires assessment of the change in profit as well as the change in ecological and social sustainability.

Economic models have been developed to measure the macro-economic change in the whole economy that results from the change in production practices in agriculture. These macro-economic models are required because the impact of changes in the national economy caused by changes in practices are not just the sum of the changes that occur at the farm level. Interaction among firms and sectors of the economy result in impacts for the nation that can only be appropriately measured at the macro economic level. Macro-economic models are particularly useful at the level of policy analysis because they permit the Ministry of Finance to identify monetary and fiscal impacts as well as the impact on employment of changes that occur in farm firm production practices.

There are good tools of analysis to measure the impact of changes in farm practices at the micro-economic level of the farm firm. The first requirement of good economic measurement is to use accurate agronomic or forestry information about the technical

consequences of the changes in the practices. Timber growth models, crop yield response functions and cattle growth rate functions are necessary to accurately assess the change in practice. Secondly, good information is required about the whole farm in order to find the interactions within the system that influences profitability. For example, if a new soybean seed that has been genetically altered to be resistant to a herbicide is adopted by a farmer, the following several aspects of the farms profitability may be affected: (1) yield and therefore revenue, (2) cost of the seed, (3) cost of the herbicide, (4) cost of the application of the herbicide, (5) cost of tillage practices, (6) crop rotation, (7) scale of operation, and (8) economic risk. Appropriate modeling of this change from a conventional soybean variety to one that is herbicide resistant requires consideration of each of these factors.

Many good methodological models are available to accurately measure these changes at the farm level. In particular, economists use mathematical programming optimization models to determine the economic impact of technological change on the profits of the farm firm. Simulation models have been another useful tool for analysis of changes in practices. Currently animal and plant growth simulation models have been particularly useful in accurately assessing changes in profits.

SOCIAL EVALUATION

Since production systems and transformations of nature are processes that imply social interactions, it is important to include the social implications of current practices in regard to the environment, as well as changes they stimulate. Sustainability is a delicate balance between ecological, economic and social requisites or criteria. It is usually easier to identify the ecological and economic criteria of sustainability than the social, in part, because social implications are often more diffuse and also because there has been less effort made to identify key processes and indicators to quantitatively evaluate social sustainability.

Social sustainability includes two aspects: (1) the need to secure or guarantee reproduction of human populations, and (2) the equitable access to full human living conditions, power, knowledge and

resources in terms of class, gender, ethnicity, age, sexual orientation, religion, etc. Social evaluation of sustainability has to acknowledge that human populations are socially diverse and that distribution of power and resources is asymmetrically distributed.

One component of a social evaluation of sustainability relies on processes and features that can portray the situation of human resources and the issue of equity. For example: what are the female illiteracy rates as compared to five or 10 years ago? How has the income distribution evolved for the last 5 or 10 years? What is the male/female wage rates in the last decade? This type of secondary data is readily available from the census. A second component is the analysis of the social implications of major changes affecting economic and ecological sustainability. For example: what is the impact on female/male labor of that specific technology that increases yields and profits? What is the demand for female and/or children's unpaid labor for conservation practices (such as reforestation at community level) and what they imply for women and children in terms of income, food provision and expenditure of energy? What does a shift in type of cash crop produced imply for use of natural resources, who will make the production shift, and how will income be distributed? Answers to these questions are not readily apparent from the usual sources of secondary data but may be available at the local or regional level or in social science/farming systems research publications.

There are several techniques of qualitative analysis that can complement the quantitative analysis of social indicators to evaluate sustainability. The advantage of including some of these techniques, such as stakeholder analysis, policy analysis matrix, disaggregated cost/benefit analysis, disaggregated market welfare analysis, is to provide an opportunity to enrich the analysis of the quantitative indicators which only provide a partial account of reality. For example, resource and social network mapping and decision flow diagrams for different age groups and gender groups are a uniquely valuable way of generating information on access and control to resources (including cash) and on property rights.

The social analysis of sustainability will provide the social framework to contextualize the ecological and economic analyses, in addition to providing a set of quantitative and qualitative indicators and analyses.

ENVIRONMENTAL IMPACT ANALYSIS

It is a common practice to decide on the development of plans, projects, and even technology research programs according to economic, technical, and political criteria. Environmental quality and sustainable natural resource use seldom receive the required consideration, and when included, they are usually only considered in terms of cost-benefit analysis that offer poor basis for devising alternative, more appropriate development options.

An adequate approach for the evaluation of the environmental impacts of agricultural development plans is needed across all National Institutes of Agricultural Research (NIARs) in the Southern Cone, in order not only to ameliorate the planning of agricultural development projects and improving their implementation, but also as a means of adequately and systematically gathering and organizing data for the valuation of sustainable use natural resources. Additionally, it is proposed that the NIARs implement a system for the environmental impact assessment (EIA) of agricultural technology development in an ex-ante fashion, in order to assure that secondary deleterious effects of agricultural technology do not negatively affect the environment and the economic systems. In other words, the EIA process should incorporate social and sustainability criteria.

The introduction of sustainability criteria into EIA brings about complex conceptual and policy orientation problems, because it depends not only upon the definition of the limits for the sustainable use of natural resources and the regenerative capacity of the ecosystems, but also on the trade-offs between environmental conservation and the improvement and growth of economic activities, as well as the fair sharing of wealth among the social groups involved. In this sense, a major difficulty for the incorporation of EIA into agricultural development is the theoretical gap between the ecological and the social sides of the

equation, although there are newer versions of EIAs that do include social impact assessments

Along with the proposed systems approach that tracks energy as a common unit for the evaluation of agro-socio ecosystems, and the economic assessment of the outcomes of managerial and technological changes, an integrated EIA protocol is to be developed to offer the tool for gathering and organization of existing data for the two former analytical procedures. Such an EIA protocol is now being tested at EMBRAPA (Brazil) and can be adapted to fulfill this objective.

METHODOLOGICAL APPROACH AND IMPLEMENTATION

The continued coordination of efforts by PROCISUR and the GREAN Initiative should be directed to the diffusion of the evaluation methodologies for sustainability and impact analysis. The proceedings of a 2 day congress at INIA headquarters in Chillán, Chile, October 7-8, 1997, provides a first opportunity to motivate researchers at the NIARs to promote environmental assessments of technology and project development, taking into account the important issue of natural resources and environment valuation. This concept paper, is an outgrowth of that conference.

The next step should be a coordinated effort to proceed toward the formulation of a proposal for integrated assessment of environmental, economic and social sustainability in agriculture and natural resource utilization. This research project would serve as both a test of the protocol and ultimately a best management practice evaluation tool. The endpoint of this initiative is to provide all NIARs with appropriate procedures to enhance their ability to evaluate and define agricultural research priorities and practices, that improve the sustainability of Southern Cone agro-ecosystems within an ecological, economic, and social context.

Expositores Taller Internacional

NOMBRE	CARGO	DIRECCION POSTAL	PAIS	TELEFONO	FAX	E-MAIL
Azócar Gerardo	Investigador	EULA-U de Concepción Casilla 156 C Concepción	CHILE	41-242465	56-41-242546	
Brown Mark T.	Profesor	Dept. of Environmental Engineering Sciences University of Florida 1221 N.W. 28 St. Gainesville, FL 32611	USA	352-392-230	352-392-3624	mtb@merup.nerdc.ufl.edu
Calfucura T. Enrique	Economista	Banco Central de Chile Agustinas 1180 Santiago	CHILE	2-6702419	2-670-2909	ecalfucu@pudu.bcentral.cl
Casas Eduardo	Profesor/Investigador	Instit. Nac. Invest. Forestales, Agrícolas y Pecuarias A.P. M-8144	MEXICO	554-7118 554-2764	554 7118	ecases@colpos.colpos.mx
Figueroa B. Eugenio	Profesor, Director	Universidad de Chile Fac. Ciencias Económ. y Adm. Centro Econ. De los Rec. Nat. y del M. Amb. Diagonal Paraguay 257 Of. 1604 Santiago	CHILE	56-2-678 3449	56-2-634 7342 / 56-2-678-3449	efigueroa@decon.fcecon.uchile.cl
Irwin Michael	Professor/GREAN	Dept. Natural Resources and Environmental Sciences University of Illinois 134 Envir. Ag. Sci. MC-637 Urbana, Illinois 61801	USA	217-333-1963	217-333-6784	m-irwin2@uiuc.edu
Miller William L.	Professor	Agricultural Economics Inst. Of Agric. And Nat. Resources U. Of Nebraska Lincoln, NE 68583-0922	USA	402-488-4715	402-472-3460	agec098@unlvm.unl.edu
Ruiz Bolívar	Director Regional	Comisión Nacional del Medio Ambiente Cochrane 950 Concepción	CHILE	41-242991	41-242849	
Ruz Emilio	Director Nacional de Investigación/Coordinador Nacional RNSA	INIA Casilla 16077 Correo 9, Santiago	CHILE	56-2-2252118	56-2-225 8773	cruz@presidencia.inia.cl
Stachetti R. Geraldo	Coordinador Nacional RNSA PROCISUR	Embrapa-CNPMA Cx. Postal 069 Jaguariúna, SP, CEP 13820	BRASIL	019-867 5633	019-867 5225	stachetti@cnpm.br

Asistentes Taller Internacional

NOMBRE	CARGO	DIRECCION POSTAL	PAIS	TELEFONO	FAX	E-MAIL
Abondono Y. Mónica	Docente Univ. Sto. Tomás	Cordillera 251 Santiago	CHILE	2433920	7390156	
Avilés R. Rodrigo	Director Dpto. Estudios, Planes y Proyectos	INIA CRI Quilamapu Casilla 426 Chillán	CHILE	211177	217852	raviles@quilamapu.inia.cl
Baeza G. Eduardo	Jefe Docencia	Universidad del Mar Fac. de Agronomía Carmen 446 C° Los Placeres Valparaíso	CHILE	32-798766	32-798731	ebaeza@udelmar.cl
Bullon Ames, Juan	Catedrático, Investigador	Univ. Adventista Casilla 7D Chillán	CHILE	235193	22-6400	
Calcaterra Carlos P.	Asistente Planificación Centro Regional Bs. Aires Norte INTA	EEA INTA / PERGAMINO CC 31 Pergamino (2700 cp)	ARGENTINA	477-32526	477-32526	banorte@inta.gov.ar
Cano Castillo Alejandra	Docente	Univ. Adventista Casilla 7D Chillán	CHILE	235193	22-6400	
Céspedes M. Cecilia	Investigador	INIA CRI Quilamapu Casilla 426 Chillán	CHILE	211177	217852	ccespedes@quilamapu.inia.cl
De la Barra A. Rodrigo	Investigador	INIA CRI Remehue Casilla 24-0, Osorno	CHILE	233515	237746	rbarra@remehue.inia.cl
Duarte R. César	Técnico	DIA-MAG	PARAGUAY	595-511-2255/2055	595-511-3180	
Espinoza Waldo	Secretario Ejecutivo PROCITROPICOS	Caixa Postal 02995 CEP 71609-970 Brasília, DF.	BRASIL	(55-61) 323 1988 - 321-3462	(55-61) 225 9328	iicaproc@rba.com.br
Farias U. Antonio	Profesor Asociado	Universidad Adventista Casilla 7 C Chillán	CHILE	42-212058	42-225400	
Fernández E. Fernando	Investigador	INIA CE Cauquenes Casilla 165 Cauquenes	CHILE	512502	512502	cauquenes@quilamapu.inia.cl

(Continuación Asistentes Taller Internacional)

NOMBRE	CARGO	DIRECCION POSTAL	PAIS	TELEFONO	FAX	E-MAIL
Gecele C. Plinio	Director Esc. Medic. Veterinaria	Univ. Sto. Tomás Av. Ejército 146 5° Piso Santiago	CHILE	3624768	3624807	
Giménez Agustín	Jefe Nacional Programa Cultivos de Verano	INIA La Estanzuela C.C. 39173, Colonia, 70.000 Colonia	URUGUAY	598-522-2005	598-522-4061	agimenez@inia.org.uy
Gouet E. Christian A.	Consultor (Agroprecisión)	Casilla 77 Quillón	CHILE	42-651009	42-651009	socrural@cepri.cl
Graca Luis	Investigador	Embrapa CNP FLORESTAS C.P. 319, CEP 83411-000, Colombo-Paraná	BRASIL	55-041-766-1313 Ramal 301	55-041-766-1276	lgraca@cnf.embrapa.br
Holmberg F. Germán	Director Depto. Gestión	INIA CRI Remehue Casilla 24-0 Osorno	CHILE	233515	237746	gholmber@remehue.inia.cl
Huerta Guillermo	Jefe Grupo Economía y Soc. Rural	INTA Bariloche cc 277 (8400) Río Negro	ARGENTINA	54-944-22731/29862	54-944-24991	cbarilloc@inta.gov.ar
Kitamura Choji Paulo	Investigador Secretario Ejecutivo del Programa Qualidade Ambiental	Embrapa CNPMA Cx. Postal 069 Jaguaruna, SP, CEP 13820	BRASIL	55-019-867 5633	55-019-867 5225	kitamura@cnpma.embrapa.br
Klee Germán	Investigador	INIA CRI Quilamapu Avda. V. Méndez 515 Chillán	CHILE	42-211177	42-217852	gklee@quilamapu.inia.cl
Mann Z. Arturo	Coordinador Area Rec. Nat. y Medio Amb.	Univ. Sto. Tomás Av. Ejército 146 5° Piso Santiago	CHILE	3624769 - 3624770	3624807	
Meneses R. Raúl	Encargado	INIA CE Los Vilos Casilla 40 Los Vilos	CHILE	53-541589	53-541589	
Morena I. Hugo	Técnico	DIA-MAG Sección Suelos Km 48,5 Ruta 2 Caacupé	PARAGUAY	0511-2255/2055	0511-3180	
Paz Martínez María	Subdirectora DEPP	INIA CRI Tamei Aike Casilla 296 Coyhaique	CHILE	234747	233366	mmartinez@tamelaike.inia.cl
Pinilla Q. Hernán	Decano	Univers. De la Frontera Fac. Ciencias Agropecuarias Avda. Fco. Salazar 01145 Temuco	CHILE	45-250314	45-250314	hpin@wwerken.ufro.cl
Salgado Luis G.	Decano	Universidad de Concepción Fac. Ingeniería Agrícola Casilla 537 Chillán	CHILE	216333 anexo 8797	228360	lsalgado@udec.cl
Sawchik Jorge	Inv. Asistente	INIA La Estanzuela CC 39173, Colonia, 70.000 Colonia	URUGUAY	598-522-2005	598-522-4061	sawchik@inia.org.uy
Uribe C. Hamil	Investigador	INIA CRI Quilamapu Casilla 426 Chillán	CHILE	211177	217852	huribe@quilamapu.inia.cl
Uribe S. Ivonne	Investigador	INIA CRI Kampenaike Casilla 277 Punta Arenas	CHILE	241048	211048	iuribe@kampenaike.cl
Velásquez M. de los Angeles	Profesora	Colegio de Post Graduados Chapingo	MEXICO	595-10194	595-10694	selegna@colpos.mx
Villaroel Dagoberto	Subdirector DEPP	INIA CRI Remehue Casilla 24-0, Osorno	CHILE	233515	237746	dvillarr@remehue.inia.cl
Zúñiga S. Enrique	Director	Universidad del Mar Fac. de Agronomía C° Los Placeres Carmen 446 Valparaíso	CHILE	32-798766-798785-798786	32798731	ezuniga@udelmar.cl

[illegible]

Valoración económica en el
Título uso de los recursos naturales
y el medio ambiente

Nombre del solicitante

Australia

Rab

44

7-8 MAR

Impr

1941



**Programa Cooperativo para el
Desarrollo Tecnológico Agropecuario del
Cono Sur - PROCISUR**



**ARGENTINA · BOLIVIA · BRASIL
CHILE · PARAGUAY · URUGUAY**

IICA  **Instituto Interamericano de
Cooperación para la Agricultura**