

Propuesta de Guía Metodológica para la realización de AGIES en el Medio Acuático

Informe Final

Elaborado:	Revisado:	Verificado:	Validado:
Daniel Montaner Lorena Montecino Georgina Trujillo	Georgina Trujillo Daniel Montaner Carlos Haefner Mauricio Ilabaca	Pierina Mirone	Juan Castaño

Contenido

1. RESUMEN EJECUTIVO	8
2. INTRODUCCIÓN	11
3. METODOLOGÍA GENERAL DE LOS AGIES APLICADOS EN EL MEDIO ACUÁTICO	16
4. ALCANCE DEL ANÁLISIS	23
5. ESTIMACIÓN DE EMISIONES	31
6. CALIDAD DEL CUERPO RECEPTOR	40
7. CAMBIO ATRIBUIBLE A LA REGULACIÓN.....	49
8. ANÁLISIS DE BENEFICIOS	52
9. MEDIDAS DE REDUCCIÓN DE EMISIONES Y GESTIÓN.....	93
10. ANÁLISIS DE COSTOS	104
11. RESUMEN DE BENEFICIOS Y COSTOS	117
12. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA EN INSTRUMENTOS DE GESTIÓN AMBIENTAL	123
13. BIBLIOGRAFÍA.....	129
14. ANEXOS.....	134

Lista de Tablas

Tabla 4-1 Escenarios de análisis AGIES NSCA Lago Villarrica	30
Tabla 5-1 Coeficientes de exportación para uso de suelo del río Windrush-Reino Unido	38
Tabla 6-1 Parámetros de calidad del agua que pueden ser estimados con modelos preseleccionados.....	45
Tabla 6-2 Características técnicas y consideraciones de aplicación de modelos preseleccionados.	45
Tabla 6-3 Resumen de modelos de calidad de agua y concentración	47
Tabla 7-1 Resultado de análisis de cumplimiento.....	49
Tabla 7-2 Detalle superación de norma en Análisis de Cumplimiento NSCA Biobío	50
Tabla 7-3 Reducción de emisiones estimada cuenca río Biobío	51
Tabla 8-1 Categorías de Conservación de especies	57
Tabla 8-2 Especies de peces que habitan en la cuenca del Biobío (AGIES Biobío)	58
Tabla 8-3 Áreas Protegidas para la protección de la biodiversidad	59
Tabla 8-4 Categorías de Gestión se Áreas Protegidas UICN.....	60
Tabla 8-5 Etapas y pasos en ERE	61
Tabla 8-6 Rangos de Calidad ICAS	66
Tabla 8-7 Estandarización de clases	66
Tabla 8-8 Matriz Parámetro - Receptor	68
Tabla 8-9 Clasificación de los Servicios Ecosistémicos (SS.EE.) finales.....	72
Tabla 8-10 SS.EE. identificados en la cuenca del río Biobío	73
Tabla 8-11 SS.EE. provistos por el medio acuático.....	74
Tabla 8-12 Resultados del IPH (WPI) cuenca río Limarí	78
Tabla 8-13 Trato de incertidumbre	91
Tabla 9-1 Tecnologías y los parámetros de abatimiento	96
Tabla 9-2 Eficiencia, costos y aplicabilidad para Aceites y Grasas	99
Tabla 9-3 Tecnologías de abatimiento consideradas por el AGIES D.S. 90	101
Tabla 9-4 Tecnologías de eficiencias por tecnología y Parámetros (D.S.46).....	102
Tabla 10-1 Tabla Resumen de Costos	107
Tabla 10-2 Ajustes a los costos.....	110

Tabla 10-3 Valor presente de costos NSCA Maipo.....	111
Tabla 10-4 Participación de los costos de fuentes emisoras por rubros.....	112
Tabla 10-5 Distribución porcentual según tipo de costo e impactado	113
Tabla 11-1 Valores de tasa de descuento	118
Tabla 11-2 Resumen de Beneficios identificados, cuantificados y valorizados	119
Tabla 11-3 Ejemplos de costos analizados en AGIES realizados en Chile	120
Tabla 12-1 Indicadores relevantes por tipo de norma.....	124
Tabla 12-2 Resumen de aplicación de Alcance	126
Tabla 12-3 Estimación de Emisiones y Análisis de Calidad en instrumentos de regulación	126
Tabla 12-4 Aplicación de análisis de costos	128
Tabla 12-5 Aplicación de resumen de costos y beneficios.....	128

Listado de Figuras

Figura 3-1 Diagrama General Metodológico de AGIES	17
Figura 3-2 Beneficio de la norma	20
Figura 3-3 Modelo de impactos (positivos y negativos).	22
Figura 4-1 Áreas de Vigilancia AGIES NSCA Biobío.....	24
Figura 4-2 Efectos producidos por el cambio de nutrientes en un cuerpo de agua	29
Figura 5-1 Fuentes emisoras difusas y puntuales	32
Figura 6-1 Clasificación de modelos.....	43
Figura 8-1 Relaciones entre los Servicios Ecosistémicos y Bienestar Humano	53
Figura 8-2 Cambio de clases de calidad, situación base y con NSCA BioBío	63
Figura 8-3 Diferentes métodos de mezcla química.....	65
Figura 8-4 Cascada de los Servicios Ecosistémicos	70
Figura 8-5 Relaciones entre los Servicios Ecosistémicos y Bienestar Humano	71
Figura 8-6 Metodología de beneficios	76
Figura 8-8 Valor Económico Total y Servicios Ecosistémicos	80
Figura 8-9 Valor económico Total	82
Figura 8-10 Precios Sombra	84

Figura 8-11 Diagrama criterio de Pareto.....	88
Figura 8-13 Análisis marginal de costos y beneficios AGIES NSCA, Lago Villarrica	90
Figura 10-1 Análisis de sensibilidad de costos de tratamiento según variación de niveles de norma por parámetro. Fuente: MMA, 2010.....	114
Figura 10-2 Flujo anualizado de costos totales de la revisión de norma según de aplicación de modificaciones para FE existentes. CP- SB.....	115
Figura 14-1 Ejemplo de Variables de Estado para un curso de Agua en AQUATOX	135
Figura 14-2 Procesos ecológicos y efectos analizados por AQUATOX	136
Figura 14-3 Diagrama esquemático de subprogramas de WASP.....	137
Figura 14-4 Entorno SIG de BASINS.....	138
Figura 14-5 Bases de Datos Disponibles.....	139
Figura 14-6 Representación ciclo hidrológico y corrientes modeladas en SWAT	141
Figura 14-7 División de Nitrógeno en SWAT	141
Figura 14-8 División de Fósforo en SWAT	142
Figura 14-9 Pesticidas, destino y transporte en SWAT	142

Acrónimos y Abreviaturas

ACB: Análisis Costo Beneficio

ACE: Análisis Costo Efectividad

AGIES: Análisis General de Información Económica Social

CONAMA: Comisión Nacional de Medio Ambiente

COP: Compuestos Orgánicos Persistentes

CSE: Cascada de los Servicios ecosistémicos

CYC: Comando y control

DAP: Disposición a pagar

DS: Decreto Supremo

DICTUC: Dirección de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad Católica

DIRECTEMAR: Dirección del Territorio Marítimo y Marina Mercante

ERE: Evaluación de Riesgo Ecológico

ICA: Índice de Calidad de Aguas

ICAS: Índice de Calidad de Aguas Superficial

IE: Instrumentos Económicos

INE: Instituto Nacional de Estadísticas

IPH: Indicador de Pobreza Hídrica, en inglés WPI

MMA: Ministerio Medio Ambiente

MIDESO: Ministerio de Desarrollo Social

NPCA: Normas Primarias de Calidad Ambiental

NSCA: Normas Secundarias de Calidad Ambiental

OECD: Organización para la Cooperación y el Desarrollo (*Organisation for Economic Co-operation and Development*).

PDA: Planes descontaminación ambiental

PET: Permiso de Emisión Transable

POAL: Programa de Observación Litoral

PPA: Planes de prevención ambiental

PTAS: Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas

RIL: Residuos Industriales Líquidos

SISS: Superintendencia de Servicios Sanitarios

SMA: Superintendencia del Medio Ambiente

SSEE: Servicios Ecosistémicos

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

USEPA: Agencia de Protección Ambiental de los EE.U (*United States Environmental Protection Agency*)

VAN: Valor Actual Neto

VET: Valor económico total

1. Resumen ejecutivo

El objetivo de las normas ambientales es la protección de la salud de la población y el medio ambiente. Para que una norma sea la adecuada es necesario realizar análisis exhaustivos tanto del sistema que se busca intervenir, como de las consecuencias de la aplicación de la norma aplicada.

El Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) puede definirse como una herramienta que incorpora el análisis de los tres pilares de la sustentabilidad: el ámbito social, el ámbito económico y el ámbito del medio ambiente, para identificar y cuantificar los impactos positivos (beneficios) y los impactos negativos (costos) que implica la aplicación y cumplimiento de una norma.

El Ministerio del Medio Ambiente, MMA, es el encargado de coordinar el diseño y establecimiento de las normas de calidad ambiental y las normas de emisión. De acuerdo con lo establecido en la Ley N° 19.300, sobre Bases Generales del Medio Ambiente, y los reglamentos para la Dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión (DS N° 38/2012 MMA) y Planes de Prevención y de Descontaminación (DS N° 39/2012 MMA), las propuestas normativas deben someterse a un AGIES.

Por este motivo, para el Ministerio del Medio Ambiente, el AGIES constituye una de las etapas de formulación de las propuestas normativas que son de su responsabilidad.

El impacto de las actividades del ser humano afecta a múltiples ámbitos, ya sea de la vida de un ecosistema, como de la salud humana, por lo que un análisis completo y un seguimiento de las consecuencias de cualquier actividad es un proceso complejo, que requiere la integración de múltiples variables.

En este contexto, el MMA ha desarrollado esta Guía Metodológica para AGIES de medio acuático, como un instrumento que entrega lineamientos y consensos sobre la información a utilizar y alternativas metodológicas a seguir. A su vez esta guía ha sido formulada a partir del análisis crítico de diferentes metodologías de evaluación de impacto aplicadas en Chile y en el extranjero.

El principal objetivo de esta guía es entregar una orientación a los profesionales del MMA que evalúan el comportamiento social y ambiental de un futuro instrumento de gestión, y que realizan esfuerzos por generar regulaciones eficientes y promover buenas prácticas ambientales a nivel local.

El capítulo de metodología general de los AGIES define el campo analítico aplicado. Todo AGIES debe considerar una línea base del sistema a intervenir por la norma y los métodos que se utilizarán para evaluar el impacto de la misma, en un escenario sin norma y en otro con norma. La calidad de los datos y las variables con información actualizada son insumos esenciales para los distintos métodos de valoración de los impactos.

Un AGIES considera el estudio y la definición de actividades que permitan alcanzar los niveles de normas propuestas en el anteproyecto en evaluación. El análisis tiene en cuenta la condición actual de concentración de emisiones contaminantes, de concentraciones en el cuerpo receptor (calidad), los agentes contaminantes (estresores) actuales y futuros (en el caso que éstos se conozcan), los receptores de contaminación y las consecuencias provocadas por éstos.

Las medidas de abatimiento o actividades propuestas pretenden alcanzar el nivel de concentración definido en el anteproyecto. Estas medidas conllevan unos costos asociados y unos agentes responsables de su implementación.

Para que las medidas o actividades sean efectivas, se debe conocer el comportamiento de los contaminantes (dilución y dispersión) y las tecnologías disponibles para alcanzar la reducción y la viabilidad de implementarlas.

La aplicación de las medidas tiene costos asociados o impactos negativos. Estos impactos generalmente se pueden cuantificar, como el costo de la fiscalización o el costo de la adquisición de nueva tecnología. Sin embargo, las medidas tienen como objetivo la obtención de beneficios, que pueden ser intangibles y, por tanto, más difíciles de valorar que los costos.

Por otra parte, existen diferentes formas de analizar los impactos generados por la implementación y aplicación de un instrumento de gestión ambiental. El capítulo del alcance del análisis define los ámbitos de aplicación de la evaluación. El alcance debe abordar diferentes

ámbitos: (i) geográfico espacial, (ii) temporal, (iii) contaminantes, (iv) fuentes emisoras, (v) receptores y (vi) efectos y escenarios, garantizando la consideración de todos los afectados por la aplicación de la norma, sean éstos el medio humano, ambiental o económico productivo.

Los impactos son analizados desde dos perspectivas: (i) impactos negativos, correspondientes a los costos asociados a la implementación de un instrumento de gestión, y (ii) los impactos positivos de un escenario con norma, correspondientes a los beneficios de una mejora o mantención de las condiciones ambientales actuales. El capítulo de análisis de beneficios aborda cómo se deben analizar los impactos positivos de la aplicación de una norma, desde el punto de vista ambiental y humano (social y económico).

El capítulo de análisis de costos expone distintas alternativas de valoración de los impactos negativos asociados a la implementación de una norma. Además, se determina quiénes deben asumir los costos: emisores, población o Estado, en relación con la inversión, operación, monitoreo, mantención y fiscalización de todos los costos implicados en la implementación de una norma.

Por otra parte, mediante el uso de ejemplos de AGIES realizados en el territorio nacional, también se expone la identificación y estimación, tanto de los impactos positivos como de los negativos, asociados a la implementación de un determinado instrumento.

Finalmente, para facilitar la comprensión de la información presentada en esta guía, también se incluye un capítulo de aplicación de la metodología en los instrumentos de gestión ambiental existentes en nuestro país: las normas de calidad primaria, las normas de calidad secundaria, las normas de emisión, los instrumentos económicos, los planes de prevención y los planes de descontaminación ambiental.

2. Introducción

El Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) puede definirse como una herramienta que incorpora el análisis de los tres pilares de la sustentabilidad: el ámbito social, el ámbito económico y el ámbito del medio ambiente, lo cual es utilizado para identificar y cuantificar los impactos, riesgos, costos y beneficios que implica el cumplimiento de una norma. Por tanto, el AGIES es una herramienta que apoya la toma de decisiones de la política ambiental. Finalmente, otorga la posibilidad de diseñar y generar instrumentos de mercado que mejoran el comportamiento de los agentes desde el punto de vista de la sustentabilidad.

Por una parte, un AGIES permite evaluar los beneficios de la aplicación de una determinada norma, como por ejemplo, la prevención de enfermedades o la protección del medio ambiente. Por otra parte, evalúa los costos asociados a la aplicación de la norma, como por ejemplo, el costo de reducir un contaminante y la implicancia económica que tiene éste sobre la biodiversidad acuática, entre otros.

Los beneficios y costos no siempre pueden ser cuantificados desde un punto de vista monetario, es decir, no todo tiene un precio establecido de mercado. Sin embargo, es necesario considerar el amplio espectro de los elementos que serían impactados mediante la implementación de una norma. Cuanto mejor se conozcan las variables y su impacto, mayor conocimiento se tendrá sobre las consecuencias de la aplicación de la norma, lo que presenta ventajas a la hora de ponerla en práctica.

La aplicación del análisis de costos y beneficios no implica que la regulación finalmente aprobada será aquella con menor costo económico. El Estado debe garantizar la protección del medio ambiente y la salud de la población sin basar su decisión de gestión exclusivamente en un análisis económico, sino que considerando por ejemplo el valor ecológico de las especies.

En Chile, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) es el encargado de coordinar el diseño y establecimiento de las normas de calidad ambiental y las normas de emisión. De acuerdo con lo establecido en la Ley N° 19.300, sobre Bases Generales del Medio Ambiente, y los reglamentos

para la Dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión (DS N° 38/2012 MMA) y Planes de Prevención y de Descontaminación (DS N° 39/2012 MMA), las propuestas normativas deben someterse a un AGIES.

La Ley N° 19.300, sobre Bases Generales del Medio Ambiente, en su artículo 32 establece que

“Un reglamento establecerá el procedimiento a seguir para la dictación de normas de calidad ambiental, que considerará a lo menos las siguientes etapas: análisis técnico y económico, desarrollo de estudios científicos, consultas a organismos competentes, públicos y privados, análisis de las observaciones formuladas y una adecuada publicidad. Establecerá además los plazos y formalidades que se requieran para dar cumplimiento a lo dispuesto en este artículo y los criterios para revisar las normas vigentes”.

Este Reglamento es el contenido en el DS 38 de 2012, que “Aprueba el Reglamento para la Dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión”, que define las normas y establece sus mecanismos de creación. En su artículo 15, establece que

“El Ministerio deberá llevar a cabo un análisis técnico que identifique y cuantifique, cuando corresponda, los riesgos para la población, ecosistemas o especies directamente afectadas o protegidas y un análisis general del impacto económico y social, considerando la situación actual y la situación con anteproyecto de norma. Ambos análisis deberán ser realizados dentro del plazo de elaboración del anteproyecto. En especial el análisis general del impacto económico y social referido deberá evaluar los costos que implique el cumplimiento del anteproyecto de norma de calidad ambiental o de emisión para la población, para los titulares de las fuentes o actividades reguladas y para el Estado como responsable de la fiscalización del mismo. Adicionalmente, este estudio deberá identificar y, cuando corresponda, cuantificar los beneficios que implique el cumplimiento de dichas normas para la población, ecosistemas o especies directamente afectadas o protegidas, para los titulares de las fuentes o actividades reguladas y para el Estado”.

Por este motivo el AGIES constituye para el Ministerio del Medio Ambiente una de las etapas de formulación de las propuestas normativas que son de su responsabilidad.

El impacto de las actividades del ser humano afecta a múltiples ámbitos, ya sea de la vida de un ecosistema, como de la salud humana, por lo que un análisis completo y un seguimiento de las consecuencias de cualquier actividad es un proceso complejo, que requiere de varias miradas interdisciplinarias.

Normas Primarias de Calidad Ambiental (NPCA)

Las normas primarias de calidad ambiental son aquellas que establecen los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de elementos, compuestos, sustancias, derivados químicos o biológicos, energías, radiaciones, vibraciones, ruidos, o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la vida o salud de la población. Se establecen mediante decreto supremo. Tienen aplicación en todo el territorio nacional (Ley 19.300 sobre Bases del Medio Ambiente).

Para la elaboración de las normas primarias de calidad ambiental se encargan estudios especializados (epidemiológicos, clínicos, toxicológicos y otros) que permitan establecer los niveles de riesgo para la salud y la vida de las personas.

Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA)

Las normas secundarias de calidad ambiental son aquellas que establecen los valores de las 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 conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza. Se establecen mediante decreto supremo. Pueden tener aplicación en todo el territorio nacional o en parte de él (Ley 19.300 sobre Bases del Medio Ambiente).

Los instrumentos económicos (IE)

Los instrumentos económicos para la gestión ambiental tienen como objetivo generar incentivos adecuados para corregir conductas indeseadas que generan impactos ambientales. Entre los instrumentos económicos se encuentran los impuestos, los subsidios y los instrumentos de creación de mercado como por ejemplo, los Sistemas de Permisos de Emisiones Transables.

Normas de emisión (comando y control, NE)

Las normas de emisión son aquellas que establecen la cantidad máxima permitida para un contaminante medido en el efluente de la fuente emisora, cuya presencia en el ambiente, en ciertos niveles, puede constituir un riesgo a la salud de las personas, a la calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental. Se establecen mediante decreto supremo. Pueden tener aplicación en todo el territorio nacional o en parte de él. Se utilizan como un instrumento de prevención de la contaminación o como instrumentos de gestión insertos en un Plan de Prevención o de Descontaminación (Ley 19.300 sobre Bases del Medio Ambiente). Su cumplimiento es fiscalizado por la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), tiene por objetivo ejecutar y coordinar el seguimiento de los instrumentos de gestión ambiental.

Planes de prevención y descontaminación ambiental (PPA y PDA)

La Ley de Bases del Medio Ambiente señala que los planes de prevención y descontaminación contendrán, a lo menos, la relación que exista entre los niveles de emisión totales y los niveles de contaminantes a ser regulados. Los Planes de Prevención y/o de Descontaminación contemplan una serie de medidas de control cuya finalidad es recuperar los niveles señalados en las normas primarias y/o secundarias de calidad ambiental de una zona latente y/o saturada, respectivamente. Los instrumentos de gestión ambiental que se usarán para cumplir sus objetivos son:

- ❖ La proporción en que deberán reducir sus emisiones las actividades responsables de la emisión de los contaminantes a que se refiere el plan, la que deberá ser igual para todas ellas;
- ❖ La estimación de sus costos económicos y sociales, y
- ❖ La proposición, cuando sea posible, de mecanismos de compensación de emisiones.

Las actividades contaminantes ubicadas en zonas afectas a planes de prevención o descontaminación, quedarán obligadas a reducir sus emisiones a niveles que permitan cumplir los

objetivos del plan en el plazo, inclusive a niveles de emisión más estrictos que los regulados por las normas de emisión.

En este contexto, el MMA ha desarrollado esta Guía Metodológica para AGIES de Medio Acuático, como un instrumento que entrega lineamientos y consensos sobre la información a utilizar y alternativas metodológicas a seguir. Esta guía está formulada a partir del análisis crítico de diferentes metodologías de evaluación de impactos aplicadas en Chile y en el extranjero.

El principal objetivo de esta guía es entregar una orientación a los profesionales del MMA que evalúan el comportamiento social y ambiental, y que realizan esfuerzos por generar regulaciones eficientes y promover buenas prácticas ambientales a nivel local.

3. Metodología general de los AGIES aplicados en el medio acuático

En general, las actividades antrópicas generan impacto sobre el medio ambiente. Particularmente, las actividades económicas, por su magnitud, son casi siempre las que ejercen mayor presión sobre el entorno. En el medio acuático existe un sinnúmero de actividades que forman parte de procesos productivos que requieren el uso del agua como insumo, para posteriormente descargar el agua utilizada (RIL¹, aguas grises² y aguas negras³) a cuerpos de aguas superficiales y/o subterráneos (fuentes contaminantes puntuales).

Existen actividades económicas que no contaminan en forma directa un cuerpo de agua y cuyas emisiones no puede ser acotadas a un punto en particular. Ejemplo de ello es la remoción y movimiento de tierra en la minería, y la aplicación de pesticidas y fertilizantes en la agricultura, entre otras.

Sumado a esto, algunas intervenciones son susceptibles de generar acarreo de elementos contaminantes en forma indirecta, mediante un vector de transporte. Este vector puede ser el viento, el agua de las lluvias o de la fusión de la nieve, entre otros. Los vectores transportan las partículas contaminantes fuera de su deposición original. Un ejemplo es la contaminación del suelo, del agua y del aire causada por los pasivos ambientales.

La incorporación de elementos exógenos genera, sin lugar a dudas, un deterioro de la calidad ambiental del cuerpo receptor. Además, afecta a los ecosistemas presentes en él y a los subsistemas que de ellos dependen, debido a su relación y uso directo (soporte) o indirecto. Dependiendo del grado de pérdida de calidad ambiental, ésta puede tener efectos que van desde alteraciones de las propiedades organolépticas de las aguas, hasta incluso la extinción de especies.

¹ Residuo Industrial Líquido

² Aguas Grises: corresponden a las aguas servidas no cloacales, resultantes del lavado de manos, duchas, lavaplatos, básicamente agua con jabón y algunos residuos grasos de la cocina y detergentes (López, 2009).

³ Aguas Negras: Son aguas cloacales de contenido bacterias patógenas (López, 2009).

Los instrumentos de gestión ambiental actúan sobre las fuentes contaminantes (Figura 3-1). En este contexto, la aplicación de instrumentos de regulación tiene como propósito general la protección de la vida humana y la mejora o mantención de la calidad ambiental de los cuerpos de agua normados. La selección del tipo de instrumento y la correcta evaluación de los impactos que éste generará en el área y tiempo analizados son de vital importancia para las instituciones responsables.

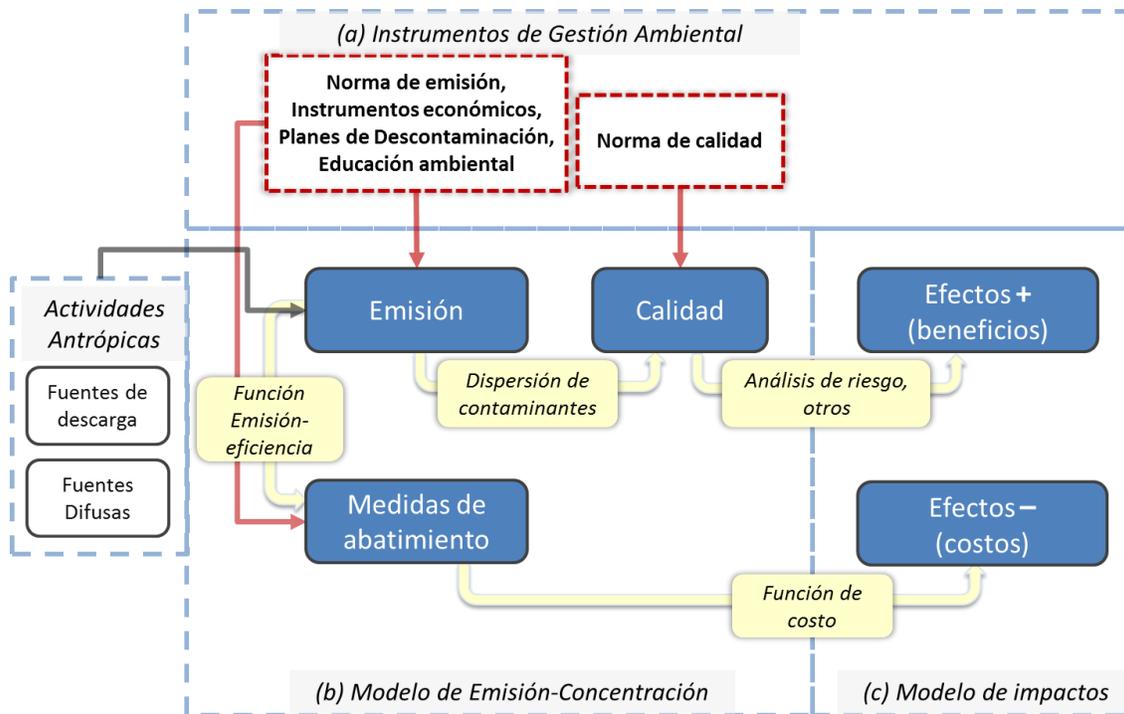


Figura 3-1 Diagrama General Metodológico de AGIES
Fuente: Modificado de MMA.

Dependiendo del tipo de norma que se trate, ésta afectará a las emisiones (norma de emisión) o a la exigencia de determinado nivel de calidad de las aguas, el que se logra controlando las emisiones (puntuales o difusas) o mediante la aplicación de medidas de recuperación (norma de calidad secundaria, norma de calidad primaria, planes de descontaminación y prevención).

Un AGIES considera el estudio y la definición de acciones que permiten alcanzar los niveles de concentraciones propuestos en el anteproyecto en evaluación. El análisis considera la condición actual de concentración de emisiones contaminantes y/o el cuerpo receptor (calidad) o ambas, los

agentes contaminantes (estresores) actuales y futuros (en el caso que éstos se conozcan), los receptores de contaminación y las consecuencias provocadas por ésta.

Las medidas o actividades propuestas pretenden alcanzar el nivel de concentración definido en el anteproyecto (por ejemplo, medidas de abatimiento). Estas medidas llevan asociadas costos y suelen tener un responsable de su ejecución, el cual revisa el avance de la implementación de la medida.

Para que las medidas o actividades sean efectivas, se debe conocer el comportamiento de los contaminantes en el ambiente, como en el caso de los procesos naturales de dilución y dispersión, y las tecnologías disponibles para reducir o eliminar su presencia, así como su viabilidad.

La aplicación de estas medidas presentan costos asociados y, a su vez, sus efectos conllevan una serie de beneficios que pueden ser ambientales, sociales y económicos.

En la actualidad, existen diferentes formas de analizar los impactos generados por la implementación de un instrumento de gestión ambiental. Una de las metodologías más extendida a nivel internacional es el “Análisis de Costos y Beneficios” (en adelante ACB). Ésta consiste en calcular el beneficio neto que generará la aplicación de la norma. Esto es, el resultado de la diferencia de todos los beneficios y todos los costos valorados monetariamente (Ecuación 1). Técnicamente, es necesario hacer comparables los valores de los beneficios y costos incurridos en los diferentes periodos, para lo cual se utiliza el factor de actualización común de cualquier flujo futuro.

Ecuación 1.

$$\text{Beneficio Neto} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{Beneficio}_i - \text{Costo}_i}{(1 + \alpha)^i}$$

Dónde:

n = es el periodo de análisis
 α = la tasa de descuento

Es importante mencionar que el método ACB requiere considerar todos los impactos generados por la aplicación del instrumento antes de la aplicación de la fórmula y del cálculo del beneficio neto, teniendo en cuenta incluso los que no se podrán monetizar. Este análisis previo busca subsanar problemas asociados a la limitación del método que no consideraría aquellos bienes y servicios ecosistémicos que previamente no tienen definido un valor monetario o la valoración de los elementos del bienestar social que no son transables en el mercado (y no tienen por qué serlo).

Las etapas generales de un ACB son las siguientes (Lave & Gruenspecht, 1991):

- Identificación de impactos: tiene como propósito detectar los efectos sobre el medio ambiente, los aspectos sociales y los económicos provocados por la disminución de las concentraciones de contaminantes, que se consiguen mediante la aplicación de la norma.
- Cuantificación: consiste en relacionar la magnitud de los cambios en la concentración de los parámetros normados con la magnitud de los impactos identificados en la etapa anterior.
- Valorización: asigna un valor monetario a los impactos cuantificados en la etapa anterior.

Antes de aplicar cualquiera de las etapas de un ACB, es importante tener en cuenta que el objetivo es la evaluación de los impactos positivos y negativos de la implementación y ejecución continua de la norma, por lo que en primera instancia debemos conocer el escenario base actual y su tendencia “sin proyecto” en términos de la calidad del agua. En este análisis se deben considerar los emisores puntuales y difusos actuales y proyectados sin norma, frente al escenario que resulte de definir y aplicar diferentes iniciativas de control a las fuentes contaminantes (puntuales y/o difusas), que permitan alcanzar los *valores objetivos* para cada parámetro, logrando así el éxito de la norma.

El control de las emisiones en las actividades y fuentes contaminantes (puntuales y difusas) genera, sin duda alguna, impactos positivos sobre la calidad del cuerpo de agua regulado. Éste, a la vez, genera beneficios que implican: el mantenimiento de los beneficios (ambientales, sociales, económicos) asociados a la calidad ambiental actual, y la recuperación e incorporación de nuevos beneficios producto de este cambio positivo. En la Figura 3-2 se presenta un gráfico donde se muestra el área que representa el beneficio atribuible a la implementación de un instrumento de gestión ambiental.

Si consideramos una condición de calidad inicial (c) en un tiempo inicial (t) y los antecedentes existentes, podemos esperar que la calidad ambiental disminuya a lo largo del tiempo hasta alcanzar un cierto valor (O) (Por ejemplo: aumento del N° de fuentes contaminantes, efectos acumulativos de contaminación, cambios de uso de suelo que aumente la contaminación difusa, entre otros). Sin embargo, mediante la aplicación de un instrumento (ver Figura 3.2, “instrumento a”) se puede mantener la calidad inicial (c) en un periodo de tiempo mayor (t') o (t'') e incluso si se aplican instrumentos más efectivos (ver Figura 3.2, “instrumento b”) se puede mejorar la calidad (c'') en un periodo de tiempo superior (t') o (t'').

El beneficio neto estará representado por el quiebre en la tendencia hacia una nueva curva de calidad (O') o (O'') según sea el caso.

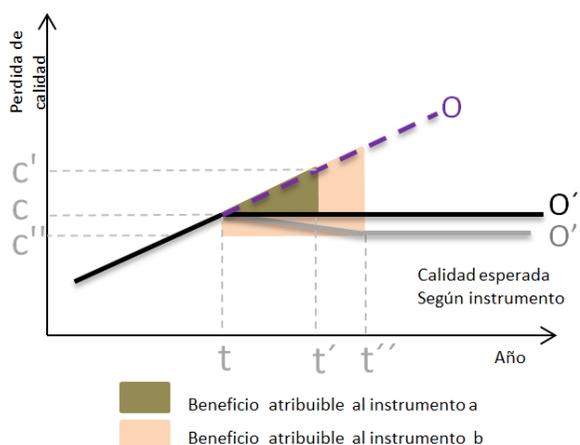


Figura 3-2 Beneficio de la norma
Fuente: Elaboración propia

Para la definición de la línea base es necesario considerar la misma escala y alcance del instrumento respecto de los parámetros incluidos y de su extensión geográfica, sin perjuicio que el instrumento pueda incorporar nuevos parámetros, por tanto, se deben tener en cuenta las dinámicas naturales de cambio. El medio ambiente está en constante transformación y es importante tener en cuenta los cambios de tendencia natural como el aumento regular de las precipitaciones y temperatura, y los provocados por desastres naturales como erupciones volcánicas, incendios forestales, aluviones, entre otros.

Al igual que se espera que el instrumento genere reducciones (o mantención) en la concentración de los elementos contaminantes (calidad), esta mejora no será sino consecuencia de los cambios en las emisiones de las fuentes contaminantes (puntuales y difusas). Además, estos cambios pueden ser logrados a través del uso de nuevas tecnologías de abatimiento o del aumento de la capacidad instalada de las plantas de tratamiento, la instalación de nuevas plantas, cambios en los procesos productivos, medidas de control para riberas, modificación en el comportamiento de aplicación de agroquímicos, entre otras.

Conocer la condición inicial de los emisores relacionados, las proyecciones de sus actividades (por ejemplo, el crecimiento del sector productivo) o los comportamientos esperados (aumento o disminución de la población), permitirá diagnosticar el grado de impacto que efectivamente generará el instrumento en el periodo de análisis.

Para diagnosticar el verdadero impacto del instrumento se requiere conocer: (i) la carga total por contaminante (caudal y/o concentración), (ii) la forma y efectos de la dispersión de los contaminantes (modelo de dispersión de contaminantes) e (iii) identificar los receptores y cuantificar los efectos que estos contaminantes tienen sobre ellos (modelos dosis respuestas, riesgo ecológico, entre otros).

A partir de estos modelos, antecedentes y resultados comienza la identificación, cuantificación y monetización (siempre que esto último sea posible) de los costos y beneficios del instrumento de gestión ambiental evaluado. El análisis se completa con el cálculo del beneficio neto, además de los antecedentes de cuantificación de cambio para variables no monetizadas.

Para el medio ambiente, el análisis de impacto se realiza en torno al concepto de Valor Ecológico, que aborda la importancia de los ecosistemas y su integridad ecológica. Se deberán considerar, a través del análisis de los parámetros, los efectos sobre la vida acuática, espacialización de ecosistemas acuáticos, especies protegidas o en algún estado de conservación (con especial interés aquellas que son endémicas) y áreas protegidas, entre otras.

Para el medio humano y económico, el análisis tiene un punto de vista antropocéntrico y considera el valor dado por el hombre a los servicios ecosistémicos (SS.EE), definidos como la contribución directa e indirecta de los ecosistemas al bienestar humano.

Se requiere considerar la valoración monetaria como unidad de cuantificación de costos y beneficios. Estos se identificarán a través de la espacialización de actividades económicas y asentamientos humanos y del análisis de éstos con la calidad del agua. La valoración puede ser realizada con diversas metodologías, como la disposición a pagar, los costos de recuperación y la transferencia de beneficios, entre otras.

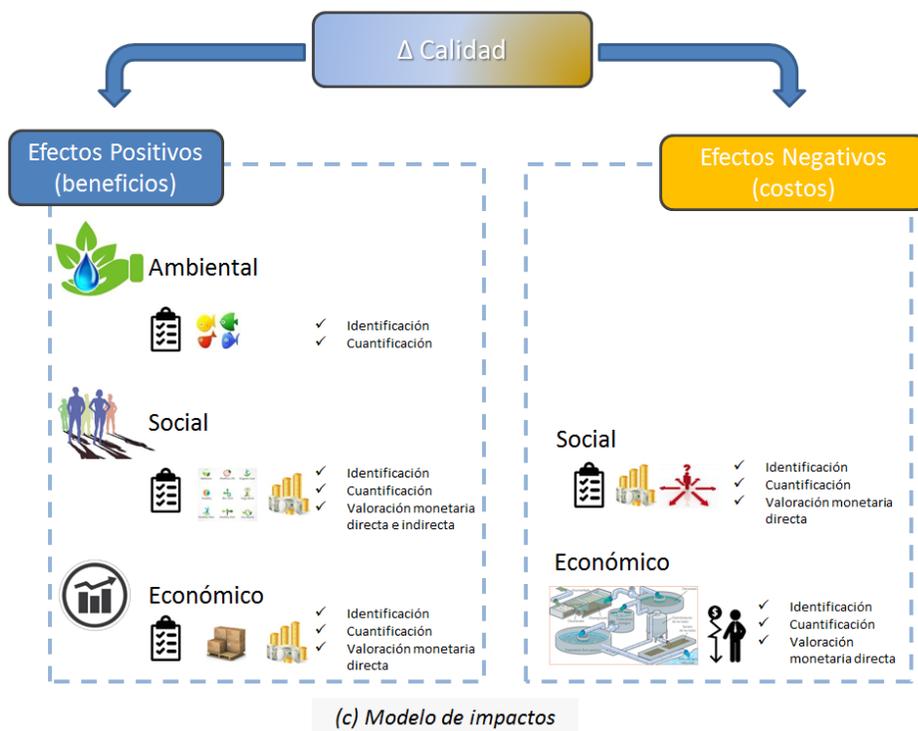


Figura 3-3 Modelo de impactos (positivos y negativos).
Fuente: Elaboración propia.

4. Alcance del análisis

4.1. Definición de alcance del análisis

La definición del alcance del análisis enmarca los ámbitos de aplicación de la evaluación, por tanto, debe ser realizada al comienzo de un AGIES. Define el espacio, el tiempo y los ámbitos de aplicación a incluir en el análisis, lo que favorece un resultado completo y coherente.

El alcance del análisis debe ser precisado en diferentes contextos: (i) geográfico o espacial, (ii) temporal, (iii) contaminantes a analizar, (iv) fuentes emisoras, (v) receptores, (vi) efectos y escenarios, garantizando la consideración de todos los afectados por la aplicación de la norma, sean éstos el medio humano, componente ambiental o económico-productivo.

4.1.1. Alcance Geográfico o Espacial

El alcance geográfico o espacial de un AGIES, se define como la extensión máxima sobre la que se realizará el estudio de los impactos provocados por el instrumento de gestión ambiental. El levantamiento de antecedentes está sujeto a este alcance y debe satisfacer las necesidades de cada uno de los análisis requeridos en la elaboración de un AGIES.

CASOS

CASO 1. Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA) del Río Biobío

El AGIES realizado define como alcance geográfico espacial la cuenca hidrográfica del río Biobío. El anteproyecto de norma de calidad secundaria divide la cuenca en 14 áreas de vigilancia (AV), cada una con un listado de parámetros y sus correspondientes concentraciones. El análisis en este caso considera como unidad mínima las AV y los efectos que conlleva implementar en éstas cada conjunto de parámetros y los valores límites permitidos para las concentraciones bajo control. Las AV pueden ser coincidentes con las sub-cuencas hidrográficas pero también pueden subdividir las o agruparlas en función de su interés.



Figura 4-1 Áreas de Vigilancia AGIES NSCA Biobío
Fuente: Ministerio Medio Ambiente, 2014

CASO 2. Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales (D.S. 90/00).

Esta norma define un conjunto de condiciones y parámetros para todo el país, su alcance geográfico abarca todo el territorio nacional, con énfasis en los lugares donde existan fuentes emisoras reguladas.

4.1.2. Alcance Temporal

El alcance temporal se define como el intervalo de tiempo (en años) que debe ser considerado en la evaluación del impacto del instrumento a implementar. Debe incluir el tiempo en que se generan todos los costos y los beneficios proyectados o esperados producidos por la aplicación del instrumento. En general, el intervalo temporal depende de las tecnologías de abatimiento previstas y de las metas de reducción de contaminantes establecidos.

La Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU (U.S. Environmental Protection Agency, 2013) establece un plazo máximo para desarrollar las medidas de reducción una vez implementada la regulación. En este escenario evalúa diferentes períodos, concluyendo que un horizonte de análisis a 20 años es suficiente ya que permite la incorporación de los costos de implementación de las tecnologías de reducción de mayor tiempo de vida útil.

La Unión Europea (De Nocker et al., 2007) en cambio, establece que en el sector del agua se producen diferencias similares entre los países miembros, ya que tienen su propia orientación en el horizonte de tiempo a evaluar. El horizonte temporal se extiende desde los 40 años para el Reino Unido, hasta un período de 100 años para los Países Bajos.

Considerando las referencias anteriores, se recomienda que el alcance temporal considere la vida útil de las tecnologías de abatimiento de emisiones, ya que es el intervalo en que se generan la mayor cantidad de impactos de la regulación. Se sugiere utilizar un período de 40 años como el que sugiere aplicar la Directiva Marco Europea en su estudio “Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Final Report” (De Nocker et al., 2007).

Dado que el resultado del análisis puede ser difícil de interpretar en un período específico, se sugiere utilizar valores anualizados de costos y beneficios, que está basado en el valor final dividido por el número de años del análisis (De Nocker et al., 2007).

5. Con el fin de que el período de evaluación no sea una AGIES como beneficios y costos, se recomienda utilizar de sensibilidad utilizando diferentes horizontes de evaluación (ver Capítulo 8: Cambio atribuible a la regulación)

En la primera fase del proceso de estimación del impacto producido por la implementación de un instrumento de gestión se debe verificar si el objetivo del instrumento es alcanzable en la situación actual y en qué medida. Para ello se debe realizar un análisis de cumplimiento a nivel de sitio - parámetro y un análisis de las emisiones.

5.1. Análisis de cumplimiento

Este análisis corresponde a la verificación del desempeño del instrumento de regulación y permite identificar los cumplimientos e incumplimientos según el mecanismo establecido en el instrumento.

Para realizar el análisis se debe comparar la línea base de concentraciones (calidad de agua) y/o el inventario base de emisiones con los nuevos límites de los parámetros incluidos en el instrumento regulatorio. En los casos donde no se supera el nuevo valor del parámetro P_i , no se debe planificar el abatimiento. Cuando la norma es excedida, se deberán evaluar medidas para reducir la carga de P_i según los nuevos límites.

Una limitación al análisis se produce cuando no existe información para un parámetro normado, lo que impide estimar el estado de cumplimiento, impidiendo la posterior valoración de beneficios y costos asociados a este parámetro (en caso de existir incumplimiento).

CASOS

CASO 1. En la NSCA de Biobío se realiza el análisis de cumplimiento resumiendo los resultados como se muestra a continuación:

Tabla 7-1 Resultado de análisis de cumplimiento

	Número	Porcentaje
Cumplimiento	150	54%
Excedencias	81	29%
Sin Información	49	18%
Total	280	100%

Fuente: MMA AGIES Biobío

El detalle de incumplimientos a nivel de parámetros se resume en la siguiente tabla

Tabla 7-2 Detalle superación de norma en Análisis de Cumplimiento NSCA Biobío

Parámetros	BI-10	BI-20	BI-30	BI-40	BI-50	BI-60	BU-10	DU-10	LA-10	LA-20	LA-30	MA-10	RE-10	VE-10
Aluminio					4							7		
Amonio		15			4	49	15	1						4
AOX			36	9	5									9
Cloruro														
Coliformes fecales			51			42	38	23			7			40

Conductividad	4	1		1				1		1	11			8
DBO ₅														9
DQO	17				4									
Fenoles				2	2			6						
Fosfato					12	14				3				
Fósforo Total	14					5				14	14			10
Hierro					3					3				
Nitrato	3				7	8	18	60			18			18
Nitrito			9			2		9						19
Nitrógeno Total			17	18	23	14	8	13			4			23
Oxígeno Disuelto	20	15	1	10	5	19		24		34	16			
pH (mín)														
pH (máx)			1			1		3						
Sólidos suspendidos								2						
Sulfato		3		5				4	1					

Fuente: MMA AGIES Biobío, 2014

5.2. Reducción de emisiones y mejora en la calidad del agua

La evaluación de cumplimiento de la normativa revisada anteriormente, implica la implementación de medidas que cada fuente debe tomar para lograr reducir la concentración de los parámetros provenientes de las descargas en caso de producirse incumplimientos.

Además de los costos de implementar la normativa, se genera un beneficio ambiental derivado de la reducción de emisiones y mejora en la calidad del medio normado. En este sentido, además de la concentración y emisión, los AGIES deben considerar la reducción en la carga de contaminantes emitida (puntual y difusa) al medio acuático. Ésta estará afectada por el caudal vertido (fuente puntual) y por la capacidad de dilución del cuerpo receptor (fuentes puntuales y difusas).

El cálculo de reducción de carga es el siguiente:

$$\text{Reducción} = \text{Emisión Base} - \text{Emisión con proyecto}$$

Lo que en términos porcentuales se traduce en:

$$Red(\%) = 100 \times \frac{Emisión_{Base} - Emisión_{Con\ proyecto}}{Emisión_{Base}}$$

CASOS

1.- En la NSCA Biobío se realiza el cálculo de reducción de emisiones por parámetro, la que se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 7-3 Reducción de emisiones estimada cuenca río Biobío

Parámetros	Base(kg/día)	NSCA(kg/día)	Reducción(kg/día)	%Reducción
Nitrato	9.846	6.838	3.008	31%
DBO ₅	15.045	10.711	4.335	29%
Amonio	6.752	5.069	1.683	25%
Nitrógeno Total	20.019	15.226	4.793	24%
DQO	26.444	20.281	6.163	23%
Fosfato	3.437	2.667	770	22%
Fósforo Total	4.477	3.572	905	20%
Fenoles	31	26	5	17%
AOX	242	203	39	16%
Sólidos suspendidos	16.242	14.857	1.386	9%
Nitrito	133	127	6	4%
Aluminio	748	727	21	3%
Sulfato	199.150	195.442	3.709	2%

Fuente: MMA AGIES Biobío, 2014

6. ; Capítulo 10: Medidas de reducción de emisiones y gestión

El requerimiento de cumplir la regulación ambiental genera la necesidad de ejecutar e implementar medidas que reduzcan las emisiones y mejoren la calidad ambiental. Existen tres grandes clasificaciones de medidas de reducción (Tietenberg, 1998):

- a) Comando y control (CYC)

Tienen un enfoque restrictivo en cuanto al comportamiento de las fuentes emisoras. Estas medidas permiten evaluar todas las emisiones de una serie de contaminantes que se vierten a ríos o masas de aguas superficiales o subterráneas, de manera puntual o difusa. Éstas han sido las herramientas mayormente utilizadas en el mundo hasta la actualidad y cumplen la función de establecer cómo y cuándo una tecnología debe usarse. Su objetivo es lograr una reducción significativa de la contaminación a costos razonables (U.S. Environmental Protection Agency, 2013) (Sterner, 2007). Dentro de estas medidas se encuentran la zonificación, las prohibiciones y las normas de emisión (Ministerio del Medio Ambiente, 2010).

La primera de ellas se refiere a una restricción de lugar en el uso de la tecnología. Por otra parte, las prohibiciones se refieren al límite de uso de cierto proceso asociado a una tecnología, y por último, las normas de emisión regulan las cantidades emitidas a los cursos de agua, dejando espacio para que la fuente emisora opte entre reducir la producción o mitigar sus emisiones.

b) Instrumentos Económicos

Estos instrumentos buscan cambiar el comportamiento de las actuales fuentes emisoras a través de incentivos o desincentivos económicos para reducir sus emisiones. Se pueden clasificar en tres tipos: Impuesto por contaminación, permisos transferibles y responsabilidad extendida del productor.

El impuesto por contaminación se resume en que la fuente emisora paga al gobierno por cada unidad de contaminación que produce.

Los permisos transferibles funcionan al fijar una cantidad de emisiones al cuerpo receptor en el mercado, las cuales son transadas (compra y venta) en un mercado creado, manteniendo de esta forma la contaminación neta que se produce en el tiempo. La lógica que se sigue con dicho instrumento es que el mercado va a asignar la distribución óptima sujeta a un nivel de contaminación fijo y dado por el regulador.

Finalmente, la responsabilidad se refiere a que el contaminador se hace responsable de lo que contamina, es decir, si ocurre algún daño asociado a su contaminación, deberá hacerse cargo y remediarlo o compensarlo en su totalidad (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011).

Las ventajas de los instrumentos económicos radican en la alta flexibilidad, dejando a los regulados la decisión de abatir emisiones, o bien comprar permisos/pagar impuestos. Esto depende del precio en que se transen las emisiones y de los impuestos.

Si el instrumento es un impuesto implica una recaudación para el Estado. Por otra parte, si el instrumento es un permiso de emisión transable (PET), se fija un monto de contaminación, por lo que se “asegura” un nivel de contaminación.

Las desventajas radican en que se requiere mucha información para que funcione y un muy buen y probado sistema de fiscalización. Si el impuesto es muy bajo, ningún agente regulado se decidirá por abatir, y no habrá reducción de emisión ni recaudación. Si el impuesto es muy alto, se corre el riesgo de tener grandes impactos económicos y sociales. Lo mismo pasa con los PET.

La mayor desventaja de la aplicación de estos instrumentos es que se requiere construir un sistema de transacciones que sea robusto y transparente que asegure transacciones dentro del marco determinado por el instrumento. Un sistema de este tipo significaría una alta inversión para el Estado.

c) Información y Educación Ambiental

Esta medida permite impactar directamente sobre el comportamiento de los habitantes. Responde al principio de ofrecer información clara y confiable al público. Es un proceso que busca despertar una conciencia que permita identificarse con la problemática ambiental, tanto a nivel global como local. Busca identificar las relaciones de interacción e independencia que se dan entre el entorno (medio ambiente) y el hombre, así como también se preocupa por promover una relación armónica entre el medio natural y las actividades antropogénicas a través del desarrollo

sostenible. Todo esto con el fin de garantizar el sostenimiento y calidad de vida de las generaciones actuales y futuras. Entre estas medidas es posible nombrar algunas como actividades de difusión, charlas informativas, difusión pública de desempeño ambiental de empresas por ejemplo incorporando acciones en Reportes de Sostenibilidad, etiquetado verde, entre otras. Las medidas pueden ser aplicadas en establecimientos educacionales, empresas y/o en comunidades.

Independiente de las ventajas o desventajas que pueda poseer cada uno de los tipos de medida que se han mencionado, desde una perspectiva económica, aquella medida que logre reducciones al menor costo posible (costo-eficiente) será la más recomendada, teniendo siempre la consideración de que ésta sea equitativa y factible de implementar (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011)

La correcta realización de esta etapa sugiere que se caractericen las medidas según el tipo de fuente que afecta, la tecnología utilizada, el grado de cumplimiento esperado (efectividad) u otras características que puedan ser relevantes para estimar efectivamente las reducciones correspondientes.

i. Identificar los tipos de medidas de mitigación

Es probable que las medidas a evaluar estén definidas con anterioridad a la elaboración del AGIES (como por ejemplo, un plan de prevención o descontaminación). En caso contrario se podrá consultar la literatura para considerar las medidas de reducción aplicables. Una buena base de datos que cuenta con la especificación de cada fuente y sus tecnologías de abatimiento de emisiones de los contaminantes a controlar, corresponde al estudio “Generación de información base para la evaluación de normas de calidad ambiental y emisión: revisión y actualización sobre tecnologías y costos de abatimiento de contaminantes en residuos líquidos” (Ministerio de Medio Ambiente, 2014a).

Además del anterior, el estudio “Estimación de Costos de Abatimiento de Contaminantes en Residuos Líquidos” (Fundación Chile, 2010) presenta tecnologías existentes, a nivel nacional e internacional, para el control de emisiones actualmente en uso hacia aguas dulces y marinas.

Este documento pone a disposición 34 fichas técnicas que pueden ser utilizadas como guía para estudiar las diferentes tecnologías que se pueden implementar, ya que una parte de ellas presentan detalles como costos y eficiencia. Además, las tecnologías de abatimiento están clasificadas según la situación de la calidad por contaminantes en líquidos, lo que ayuda en la toma de decisiones sobre qué tecnología implementar. A continuación se presenta un ejemplo de la información contenida en dicha base de datos, específicamente la tabla siguiente que muestra un extracto de las tecnologías y los parámetros de abatimiento en forma directa e indirecta.

Tabla 10-1 Tecnologías y los parámetros de abatimiento

N°	Tecnología	Remoción Directa	Remoción Indirecta
1	Adsorción con Carbón Activada	DBO5, Compuestos Orgánicos (Hidrocarburos, Índice de fenol, Pesticidas, THM, AOX), Color, Sabor, Olor, Poder Espumógeno, Cloro Libre y bromo.	Puede remover arsénico, metales pesados y eliminar agentes patógenos y bacterias
2	Adsorción con Diferentes Materiales	DBO5, Índice de fenol, Color, SST, Sólidos sedimentables	Mercurio, cadmio, plomo, arsénico
3	Tecnología de Flotación por Aire Disuelto (DAF)	Sólidos Suspendidos Totales, Aceites y grasas	
4	Bekosplit con Aire comprimido	AyG, Hidrocarburos	SST y sólidos sedimentables
5	Coagulación y/o Floculación	SST, DBO5, DQO, Nitrógeno, Fósforo, Nutrientes, color, turbidez, Sólido	Remueve Color y AOX y además regula pH
6	Coalescencia	Aceites y Grasas	SST, Sólidos Sedimentables, color verdadero e hidrocarburos
7	Biofiltros	Coliformes Fecales, DBO ₅ , Turbidez, Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos suspendidos Volátiles, Nitrógeno, Fósforo, Color, Compuestos Orgánicos Volátiles (COV), Aceites y Grasas	
8	Lombrifiltros	Coliformes Fecales, DBO ₅ , Turbidez, Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos suspendidos Volátiles, Nitrógeno, Aceites y Grasas	
9	Reactores Biológicos Secuenciales (SBR)	Compuestos Orgánicos, DBO ₅ y DQO, Nitrógeno, Fósforo, Sólidos Suspendidos Totales, Compuestos Refractarios, COD, Hidrocarburos Totales, Compuestos Fenólicos	Regulan condiciones de pH y temperatura
10	Arrastre por aire (Air stripping)	THM, AOX, NH ³ (amoníaco) e índice de fenol, compuestos orgánicos volátiles	Regulan condiciones de temperatura
11	Electro-oxidación	Índice de Fenol, alcoholes, AOX, NH ³ y precursores de THM	Agentes patógenos como E. Coli
12	Extracción por solvente	Compuestos orgánicos (bifenilos, policlorados, compuestos orgánicos volátiles, solventes halogenados y desechos del petróleo) y metales	
13	Skimmer	Aceites y Grasas e Hidrocarburos	
14	Filtros AMIAD	Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos Disueltos, Color, Turbidez	

N°	Tecnología	Remoción Directa	Remoción Indirecta
15	Pre- Filtración	Elementos flotantes, grasas, trapos, ramas, arenas, etc.	Puede reducir los SST y DBO5
16	Separadores por Gravedad	SST, Sólidos sedimentables	Aceites y grasas
17	Incineración catalítica	Compuestos orgánicos y volátiles como fenol	
18	Intercambio Iónico	Amonio, Nitrato, Boro, Arsénico, Color, Molibdeno, Mercurio y otros cationes y aniones	Conductividad, Salinidad, entre otras
19	Procesos de Oxidación Avanzada, POAs	Índice de Fenol, color, AOX, compuestos orgánicos persistentes y precursores de THM	
20	Oxidación con Agua Supercrítica	Índice de Fenol, AOX, color, plaguicidas y precursores de THM	
21	Oxidación con Aire Húmedo	Índice de Fenol, AOX, NH ³ , CN ⁻ y precursores de THM	
22	Depuración al Vapor/Destilación	THM y color	
23	Nanofiltración	Desmineralizado, remoción de color, material orgánico y desalinización	Color, turbidez, entre otros
24	Electrodialísis	Sólo remueve especies cargadas eléctricamente, como sales minerales, nitrato, fosfato, sulfato, entre otros	
25	Osmosis Inversa	Sales como fosfato, nitrato, sulfato y iones metálicos, durezas, patógenos, turbidez, compuestos orgánicos sintéticos, THM, pesticidas y la mayoría de los contaminantes del agua potable conocidos	
26	Ultra y Microfiltración	Compuestos Orgánicos, Índices de fenol, AOX, turbidez, Sólidos Suspendedos Totales (SST), Sólidos Sedimentables, Agentes Patógenos como Giardia y Cryptosporidium, Color y Turbidez	Remueve Índice de Fenol, AOX y pesticidas y parcialmente sales.
27	Intercambiador de Calor	Aprovechamiento del Calor	
28	Torres de enfriamiento	Regulación de Temperatura	
29	Lagunas Aireadas	Compuestos Orgánicos, Nitrógeno, Fósforo, DBO5, DQO, pH, compuestos refractarios y sólidos suspendidos Totales	Remueve Coliformes fecales, color, e Índice de fenol y regular el pH y la temperatura
30	Lodos Activados	DBO5, DQO, Nitrógeno, Fósforo, Sólidos Suspendedos Totales	Regula pH, temperatura y en algunos casos además remueve Coliformes fecales, color e Índice de fenol.
31	Reactor Anaeróbico	DBO ₅ , nitrito, nitrato, fosfatos	Regula pH y temperatura
32	Reactor Aeróbico de Lecho Fijo Sumergible (RALFS)	DBO5, SST, Nitrógeno, Coliformes Fecales	Remueve Turbidez, Cloruros, Fósforo, Aceites y Grasas, y además regula pH
33	Wetlands Artificiales	DQO, DBO ₅ , pH, Color, Turbidez, SST, Nitrógeno, Fósforo y color	
34	Decloración usando dióxido de azufre	Cloro libre o cloro residual	

Fuente: Fundación Chile, 2010.

ii. Impacto de Medidas de Reducción

Dadas las normas que se deseen evaluar en el AGIES, se hace necesario identificar el impacto que tendrá cada una de las medidas que se plantean. En este contexto, se tiene que para reducir emisiones a los cursos de aguas, superficiales o subterráneas, es necesario modificar la emisión o la actividad que genera el contaminante, o ambos (MMA, 2013).

Las tres medidas mencionadas con anterioridad tienden a impactar ambos factores, por lo que se hace necesario realizar una evaluación detallada para cada uno de los parámetros a medir según su tipo de impacto. Si bien es sencillo estimar el impacto de medidas que obliguen el uso de ciertas tecnologías, se hace complejo determinar aquellas que modifiquen el comportamiento de los actores.

En este contexto, las medidas de información y educación a la población, la prevención de la contaminación y la minimización de los contaminantes, se asocian a una producción más limpia o a una reducción de fuente. Esta medida minimiza la utilización de recursos y por lo tanto reduce la cantidad de contaminantes que se descargan al medio ambiente (PNUMA, 2004). Como dato base entregado por PNUMA en el Documento denominado “Lineamientos sobre el Manejo de Aguas Residuales Municipales” (2004), se tiene que esta medida puede favorecer la reducción entre el 20 y 30 por ciento de contaminación sin ninguna inversión de capital (ver recuadro).

Ejemplo de Beneficios de la Prevención de la Contaminación en el Manejo de las Aguas Residuales

Al reducir el consumo doméstico de agua, generando una menor cantidad de aguas residuales contaminadas en la fuente y utilizando sistemas separados de recolección para agua de distinta calidad:

- Las aguas residuales se vuelven más tratables;
- Se requieren sistemas de suministro de agua y de aguas residuales más pequeños y de menor costo;
- Los componentes de los desperdicios pueden ser recuperados y reutilizados; y
- Las aguas residuales de diversas calidades pueden ser reutilizadas efectivamente para propósitos diferentes.

En cuanto a las medidas de comando y control, es posible mencionar aquellas que tienen como función el cómo y cuándo utilizar una tecnología. A continuación, se presenta una tabla de eficiencias, costos y aplicabilidad de las distintas tecnologías presentadas por parámetro a remover entregadas por el estudio de Fundación Chile mencionado con anterioridad.

Tabla 10-2 Eficiencia, costos y aplicabilidad para Aceites y Grasas

Parámetro	Tipo	Tecnologías	Eficiencias de	Caudal (m3/d)	Inversión (US\$)	Costo trat (US\$/m3)
-----------	------	-------------	----------------	---------------	------------------	----------------------

			Remoción	min y max	min y max	min y max
Aceites y grasas	Biológico	Biofiltro / Lombrifiltro	80%	20 - 300	60.000 – 150.000	0,45 - 0,14
	Físico	Coalescencia	95 - 99%	50 - 3000	5.500 – 26.600	0,17 - 0,01
		Skimmer	98%	0,2 - 24	3.848 – 8.472	2,49 - 0,19
		Flotación por Aire Disuelto	90%	160 - 5200	30.000 – 680.000	0,51 - 0,03
		Bekosplit	90%	0,16 - 3,20	20.300 – 69.700	10,1 - 0,92
Físico-químico	Oxidación, POAS	90%	10 - 5000	90.500 – 380.0000	2,6 - 0,6	

Fuente: Fundación Chile, 2010.

Finalmente, un ejemplo sobre instrumentos económicos de medidas de reducción de emisiones puede estar dado por el incentivo económico de generar economías de escala. Tal como lo presenta el informe desarrollado por PNUMA. Las economías de escala pueden jugar un rol importante en el diseño del manejo y de la infraestructura convencional de las aguas residuales. Por ejemplo, al crear economías de escala es más factible que se puedan asumir mayores inversiones para la implementación de nuevas tecnologías, las cuales muchas veces tienen un valor bastante elevado.

Economías de Escala : Opciones “Ganancia – Ganancia”

Las plantas de gran tamaño que sirven a más de 300.000 personas pueden invertir en tecnologías que reduzcan sustancialmente sus costos operacionales de mantenimiento, energía y eliminación de lodos. Por ejemplo, sólo en las plantas grandes es rentable invertir en reactores de digestión de lodo con recuperación de gas metano y en generadores que utilizan energía de gas. Es así que se logra generar suficiente energía eléctrica para suplir toda la energía requerida por la planta, lo cual a menudo representa el mayor gasto operacional recurrente en este tipo de tratamiento.

Tecnologías de Reducción de Emisiones y su Concepto de Eficiencia

Obteniendo el impacto de las medidas de mitigación es posible elaborar escenarios alternativos al escenario base para luego comparar y determinar las reducciones que son atribuibles a cada una de las medidas evaluadas en el AGIES.

Un ejemplo lo muestran las tecnologías de control de emisiones consideradas para las PTAS. El Estudio AGIES Anteproyecto de Revisión D.S. 90/00 consideró 47 opciones de tecnología de control de emisiones líquidas, en el que el estudio de Fundación Chile constituyó la base de

referencia en cuanto a eficiencia y costos de tecnologías. Estas referencias fueron completadas con información entregada por la SISS respecto a costos de vida útil de las tecnologías de tratamiento más frecuentemente implementadas por los PTAS.

A continuación se presentan las tecnologías de abatimiento consideradas. Cabe mencionar que para las PTAS sólo se consideraron lodos activados como tratamientos biológicos, ya que la SISS no utiliza otras opciones de tratamiento.

Tabla 10-3 Tecnologías de abatimiento consideradas por el AGIES D.S. 90

Tipo Tratamiento	Tecnología	Versión/Insumo	
Biológico	Biofiltro		
	Lagunas Aireadas		
	Lodos Activados		Estándar
			Con complemento para N total
	Lombrifiltro		
	Reactor Aeróbico de Lecho Fijo sumergible RALFS		
	Reactor Anaeróbico		Crecimiento libre
			UASB (flujo ascendente)
Reactores Biológicos Secuenciales SBR			
Wetlands			
Físico	Arrastre por Aire (Air Stripping)		
	Bekosplit		
	Coalescencia		
	Destilación		
	Electrodiálisis		
	Filtros AMIAD		Filtro 4" con malla 2 micrones
			Filtro 4" con malla 7 micrones
	Nanofiltración		
	Osmosis Inversa		
	Pre filtración		Reja
			Tamiz parabólico
		Tamiz rotatorio	

Tipo Tratamiento	Tecnología	Versión/Insumo
	Separadores por Gravedad y Sedimentación	Natural
		Acelerada
	Skimmer	
	Ultrafiltración	
Físico - Químico	Adsorción con Carbón Activado	Carbón domestico
		Carbón farmacéutico
		Carbón industrial
	Adsorción con diferentes materiales	Arena-Arcilla
		Ceniza
		Turba
		Zeolita Modificada
		Zeolita Natural
	Clarificación	
	Coagulación y/o Floculación	
	Decloración	Dióxido de azufre
		Sulfito de Sodio
	Electrolización	
	Extracción por Solvente	
Intercambio Iónico		
Oxidación Avanzada Catalítica (POAs)	Ozono	
	Sin ozono	
Oxidación con Agua Supercrítica		
Oxidación con Aire Húmedo		
Precipitación química		
Transferencia de calor	Intercambiador de Calor	
	Torres de Enfriamiento	

Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente, 2011a)

Otro ejemplo está presentado por las eficiencias por tecnologías y parámetros desarrolladas por el AGIES del anteproyecto de la Revisión de la Norma de Emisión de Residuos Líquidos de Aguas Subterráneas D.S. 46/2011. A continuación se presenta una tabla donde se muestran las eficiencias asociadas a cada tecnología por parámetro y tipo de tratamiento.

Tabla 10-4 Tecnologías de eficiencias por tecnología y Parámetros (D.S.46)

Tipo Tratamiento		Biológico						Físico-Químico		Terciario	
Tecnología		Avanzado		Intensivo		Simple		Precipitación química		Avanzado	
Parámetro	Sigla	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín
Aluminio	Al							95%	60%		
Arsénico	As							95%	60%		
Aceites y Grasas	AyG	95%	80%	95%	80%	90%	80%				
Boro	B							95%	60%		
Benceno*	Benceno							95%	60%		
Cadmio	Cd							95%	60%		
Cloruros	Cl ⁻									99%	90%
Cianuro	CN ⁻							95%	60%		
Cromo Total	Cr							95%	60%		

Tipo Tratamiento		Biológico						Físico-Químico		Terciario	
Cobre	Cu							95%	60%		
Demanda Biológica de Oxígeno	DBO ₅	99%	85%	99%	85%	90%	80%				
Hierro	Fe							95%	60%		
Fluoruro	Fluoruro							95%	60%		
Mercurio	Hg							95%	60%		
Manganeso	Mn							95%	60%		
Molibdeno	Mo							95%	60%		
Níquel	Ni							95%	60%		
Nitrógeno Total Kjeldahl	NKT	95%	90%	95%	80%	95%	80%				
Nitratos + Nitritos	NO ²⁺ NO ³	95%	80%								
Plomo	Pb							95%	60%		
Sulfuros	S ²⁻							95%	60%		
Selenio	Se							95%	60%		
Sulfatos	SO ⁴									99%	90%
Sólidos Suspendidos Totales	SST	95%	80%	95%	80%	90%	80%				
Zinc	Zn							95%	60%		

Fuente: Departamento de Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente, 2010.

iii. Escenarios de Penetración de las medidas

Los escenarios de penetración de las diferentes medidas se definen como “la efectividad que tendrán los programas de implementación de las medidas de reducción de emisiones en la realidad ambiental del territorio” (CCG UC, 2010). Un ejemplo es el nivel de penetración de las tecnologías, asociada principalmente a la madurez, disponibilidad de la tecnología a nivel global y la efectividad de los programas realizados para la implementación de ellas (UC, 2010).

En este contexto, se han considerado escenarios probables de penetración de cada una de las medidas antes mencionadas en este capítulo. Dependiendo de la eficacia de cada uno de los programas, lo que incluye el incentivo económico, es posible que se logren diferentes horizontes de penetración posibles (Clerc, Díaz, Campos, & BID, 2013).

Para tener una mejor percepción de las reducciones de emisiones que se podrían lograr en función de los diferentes grados de penetración de medidas, se han simulado distintos escenarios de penetración a nivel sectorial. Estos se encuentran descritos de manera genérica en la Tabla que se presenta a continuación. Es posible considerar tres escenarios de penetración: Normal, Alto y Máximo, siendo el último escenario el más agresivo (Ministerio del Medio Ambiente, 2011c).

Escenarios de penetración

Escenario	Descripción	Ejemplo
Normal	Implica esfuerzos relativamente normales en términos de modificación de planes de reducción de emisión.	Concientizar a la población para que genere una menor cantidad de aguas residuales domésticas, como la campaña: “Cuidemos el Agua” del MOP y el SISS.
Alta	Implica un mayor compromiso en fomentar medidas de emisión, además de un compromiso mayor para el desarrollo de planes con continuidad en el tiempo.	Generar incentivos económicos para la creación de economías de escala. Por ejemplo, generar planes intercomunales de reducción de emisión de aguas residuales domésticas, los cuales pueden tener como objetivo la instalación de nuevas tecnologías de reducción a nivel intercomunal. Países desarrollados como Francia, buscan fomentar las acciones medioambientales a nivel intercomunal.
Máxima	Es el mayor esfuerzo para lograr reducciones. Implica un gran esfuerzo político, económico y social, para lograr reducciones en las emisiones de contaminantes a las aguas.	La implementación de nuevas medidas de comando y control, las cuales impidan generar emisiones contaminantes a cualquier tipo de cuerpo de agua. Por ejemplo, implementar mayores medidas de fiscalización de emisiones.

Fuente: (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011).

).

6.1.1. Contaminantes

Un contaminante se define como todo elemento, compuesto, sustancia, derivado químico o biológico, energía, radiación, vibración, ruido o una combinación de ellos, cuya presencia en el ambiente, en ciertos niveles, concentraciones o períodos de tiempo, pueda constituir un riesgo a la salud de las personas, calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental (Ley 19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente).

La presencia de contaminantes en el medio acuático se manifiesta fundamentalmente en dos formas: la pérdida de calidad intrínseca o natural y la disminución o agotamiento de los recursos. Ambos casos pueden generar déficits en la disponibilidad de agua para diferentes usos.

La amplia variedad de contaminantes se clasifican en grupos de acuerdo con los efectos que ejercen en los elementos del medio natural. Los grupos de clasificación son los siguientes (Educar Chile, 2016):

- Patógenos: que corresponden a bacterias, virus, protozoos y parásitos que se introducen en el agua desde desagües domésticos y residuos animales y humanos no tratados.
- Residuos que demandan oxígeno: que se pueden descomponer por la acción de bacterias aeróbicas. Al aumentar la cantidad de ellos, aumentará también la cantidad de bacterias que los descomponen.
- Compuestos químicos inorgánicos hidrosolubles: corresponden a ácidos, sales y compuestos de metales tóxicos como el mercurio y el plomo.
- Nutrientes inorgánicos de las plantas: presencia de nitratos y fosfatos hidrosolubles.
- Productos químicos orgánicos: contaminación por petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes de limpieza.
- Sedimentos o materiales en suspensión: partículas del suelo y de otros sólidos que quedan suspendidas en el agua.
- Isótopos radioactivos solubles: la radiación que producen puede producir defectos congénitos.
- Contaminación genética: introducción de especies no autóctonas al medio acuático, que pueden producir pérdida de otras especies.

Los contaminantes que se deben incluir en el AGIES son todos aquellos regulados por el instrumento que se está evaluando. Corresponde al listado de parámetros que conforman la regulación, donde su implementación generará efectos positivos o negativos para la biota, salud de las personas o actividades económicas importantes de destacar.

6.1.2. Fuentes emisoras

Las fuentes emisoras al medio acuático pueden ser de dos tipos: fuentes naturales y fuentes antrópicas. Las fuentes naturales ejercen su contaminación de acuerdo al entorno por el cual se mueve el agua. Los contaminantes dependen de la presencia de sales minerales en el suelo, como calcio o magnesio y de las partículas de la atmósfera (Sanchón & Hernández, 2002).

Las fuentes antrópicas o antropogénicas son aquellas derivadas como consecuencia de las actividades humanas, principalmente las económicas. El desarrollo de ciertas producciones industriales, mineras, turismo y agrícolas, entre otras, ha provocado la presencia de componentes que, en ciertas cantidades que ya han sido establecidas, pueden ser peligrosos para el medio ambiente y para los ecosistemas.

El AGIES deberá incorporar todas las fuentes tanto naturales como antropogénicas que se incluyen en el área de estudio definida, y que se relacionen a algún parámetro normado. Esto conlleva a la elaboración de un inventario de emisiones (Ver capítulo 5 estimación de emisiones).

Entre las fuentes antropogénicas es posible diferenciar entre fuentes fijas (puntuales) y fuentes difusas. Las fuentes fijas son definidas como aquellos sitios establecidos para efectuar descargas autorizadas y fiscalizadas por la autoridad competente (MINSEGPRES, 1994). El AGIES debe incluir las fuentes fijas que descargan residuos líquidos a los cuerpos de aguas superficiales o subterráneos normados. Ejemplos de fuentes emisoras fijas o puntuales pueden ser las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS), las industrias, las pesqueras, las agroindustrias, las procesadoras de alimentos, entre otras.

Las fuentes difusas (no puntuales) son definidas como aquellos emisores cuyos aportes no son localizados ni continuos, cuya vía de acceso al curso o cuerpo de agua se produce por derrame o filtración a través de los suelos (González, 2007) o como resultado de la escorrentía,

precipitaciones, deposiciones atmosféricas, drenaje, filtración o modificaciones hidrológicas. Están asociadas a algunos tipos de usos de suelo, como el urbano, agrícola, minero y forestal. Para el uso de suelo urbano, la escorrentía de las precipitaciones es una de las vías de transporte de aceites, grasas y químicos tóxicos, sobre todo en aquellas zonas que no poseen sistemas colectores de aguas lluvias (Victoria Environment Protection Authority, 2012). Se deben considerar también las fosas sépticas. En suelos agrícolas, las fuentes difusas incluyen pesticidas, fertilizantes, desechos animales y lavado de suelos con contenido de productos agrícolas. En suelos forestales, las fuentes difusas provienen del aumento de la erosión del suelo y de sedimentos.

6.1.3. Receptores

Los receptores afectados por la aplicación de un instrumento de gestión son aquellos que reciben los beneficios y costos a causa de la implementación de la regulación ambiental dentro del alcance geográfico normado.

De acuerdo con la Ley 19.300, los receptores a considerar en el AGIES son los siguientes:

- Población: Se debe considerar toda la población incluida dentro del alcance geográfico definido para la evaluación. Es recomendable caracterizar los grupos de población según sexo, actividad económica, situación socioeconómica y distribución urbano-rural. Se recomienda especialmente considerar la ubicación y el desarrollo de pueblos originarios en el área de análisis. Esto permitirá que posteriormente en el AGIES, se analicen las distribuciones de costos y beneficios según los grupos sociales definidos en este alcance.
- Actividades económicas: el estudio de AGIES debe incluir las actividades económicas que interaccionan con el recurso hídrico del área normada. Se deben identificar las actividades agrícolas, de turismo, ganaderas, acuicultura, industrias y pesca, entre otras. El análisis debe considerar la ubicación de la actividad desarrollada, la relación con el medio acuático y la forma en que hace uso del recurso.
- Biodiversidad: se deben considerar las especies, los ecosistemas relevantes y el estado de conservación de aquellos que se encuentren dentro del alcance de la normativa evaluada.

El AGIES debe considerar al menos la identificación y espacialización de los receptores indicados anteriormente, su relación con el medio acuático y los cambios en la calidad del agua a nivel de parámetros.

6.1.4. Efectos

El AGIES debe incorporar los efectos que tienen los contaminantes definidos en el instrumento en estudio. Se debe especificar qué alcances serán incorporados a la evaluación, definiendo efectos a las especies y ecosistemas, a la salud humana y a las actividades económicas.

A través de la revisión bibliográfica, estudios de casos, modelos de simulación, entre otros, se deben estudiar las consecuencias que los contaminantes tienen sobre el medio acuático normado.

CASOS:

CASO 1. EL AGIES de la NSCA de Lago Villarrica considera el aumento en la presencia de nutrientes en el lago y la forma en que la disminución de la transparencia afecta los precios de las propiedades de la ribera.

La evaluación relaciona los efectos ambientales generados por la eutroficación como el aumento de nutrientes, mal olor, toxinas, disminución de transparencia, entre otros, y los relaciona con la disminución de precios de las propiedades en el borde del lago.

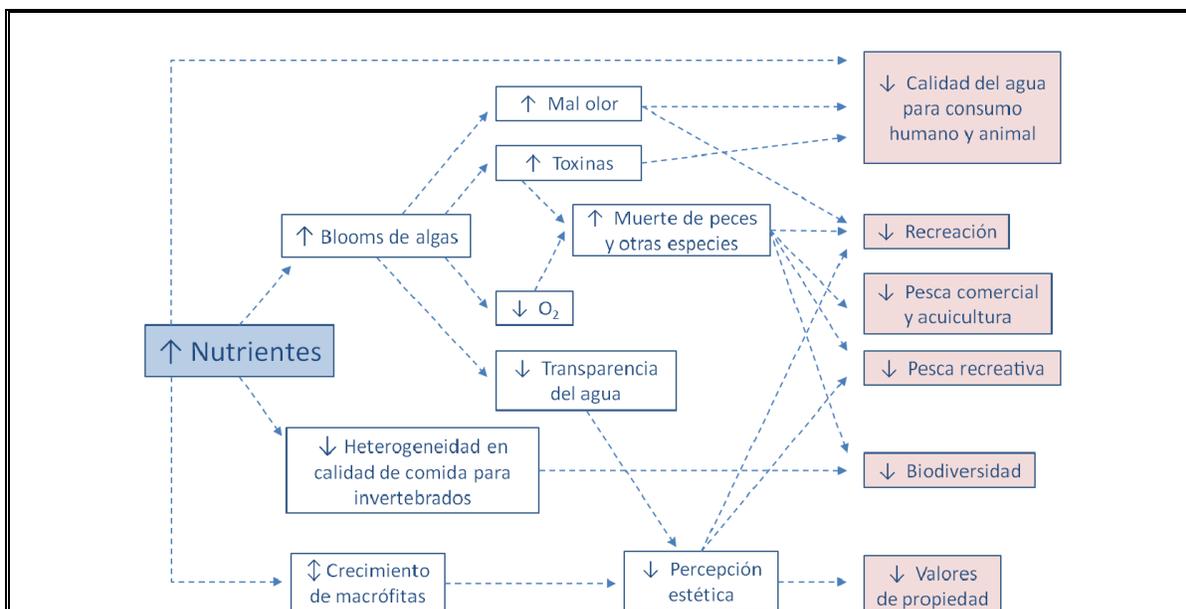


Figura 6-1 Efectos producidos por el cambio de nutrientes en un cuerpo de agua
Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, 2011

CASO 2. En el D.S. 90 se identifican efectos en la salud de las personas por la presencia de *Escherichia coli* en las descargas, como un indicador de contaminación fecal del agua, lo que puede llevar a brotes epidémicos de enfermedades como por ejemplo la fiebre tifoidea. Es posible cuantificar en términos de ocurrencia y luego valorizar considerando los gastos incurridos por curar la enfermedad. De este modo, se pueden cuantificar los costos evitados por la aplicación del instrumento.

6.1.5. Escenarios

El planteamiento de escenarios en un AGIES debe incluirse para que quienes toman decisiones obtengan antecedentes con distintos niveles de sensibilidad del desempeño de la regulación, respecto del análisis de los impactos que se generan.

El AGIES debe contrastar un escenario base contra un escenario con proyecto. Para el escenario base se recomienda proyectar la concentración de parámetros actuales asumiendo el 100% de cumplimiento de todas las regulaciones vigentes (caso base o línea base optimizada). Esta proyección debe considerar el horizonte de evaluación del proyecto y debe incluir todos los elementos presentados en el alcance, ya que interfieren directamente en la calidad del agua.

En la proyección de contaminantes con la aplicación del instrumento o caso con proyecto, se sugiere considerar más de un escenario: conservador, moderado y agresivo. Aunque la decisión de los escenarios normativos a evaluar es de competencia de la unidad técnica encargada del diseño normativo.

CASOS:

CASO 1. El AGIES de la NSCA del Lago Villarrica evalúa tres escenarios de norma: Pasivo, Normal y Máximo. El escenario pasivo contempla un alcance menor de las medidas propuestas tendientes a mejorar la calidad. El máximo, aquéllas de máximo potencial. El normal, el más probable que ocurra.

Tabla 6-1 Escenarios de análisis AGIES NSCA Lago Villarrica

Medida	Indicador	Escenario		
		Pasivo	Normal	Máximo
Protección de riberas	Porcentaje de ribera protegido	1%	10%	100%
Pisciculturas	Penetración	50%	75%	100%
PTAS Curarrehue	Tipo de tecnología	SBR	SBR	MLE + filtros
PTAS Pucón	Eficiencias de remoción	N : 85%	N : 90%	N : 95%
		P : 87%	P : 97%	P : 99%
Alcantarillado borde lago	Porcentaje del total cubierto	80%	90%	100%

Fuente: Ministerio de Medio Ambiente, 2011

7. Estimación de emisiones

El estudio de las emisiones de contaminantes presentes en un área determinada, es esencial para el desarrollo e implementación de cualquier instrumento de gestión ambiental, ya que estas emisiones afectan directamente a la calidad del cuerpo receptor.

El objetivo de este capítulo en AGIES es realizar un registro de todas las fuentes emisoras correspondientes a los tipos de fuentes que caben dentro del área de análisis. Luego, se realiza la estimación de las emisiones para construir el inventario de emisiones para el sitio evaluado.

7.1. Inventario de emisiones

Un inventario de emisiones base consiste en un registro de datos que permite cuantificar y organizar la información pertinente de las descargas efectuadas por las fuentes de emisión presentes en una determinada área y tiempo (Environmental Protection Agency, 2011). Las mediciones son realizadas siguiendo un marco metodológico estandarizado y organizado considerando: fuentes contaminantes, localización, cuerpo de agua afectado, concentraciones para cada parámetro medido, fecha, datos del emisor, entre otros.

7.1.1. Tipología de fuentes emisoras

Para realizar el inventario, el primer paso a seguir es identificar las fuentes emisoras por tipo y rubro dentro del sitio evaluado. Como se ha mencionado en capítulos anteriores, las fuentes contaminantes pueden ser de origen puntual o difuso y existen diferentes metodologías e instrumentos para realizar mediciones directas o algoritmos que permiten estimar el aporte contaminante difuso.

Como se mencionó en el capítulo 4, existen diversas clasificaciones de las fuentes emisoras de contaminantes al agua. La clasificación más extendida considera dos categorías: las fuentes puntuales y las no puntuales o también conocida como fuentes difusas.

Las fuentes emisoras puntuales son aquellas que poseen un punto de referencia para sus descargas contaminantes. Un ejemplo son las emisiones al agua de distintos tipos de industrias (manufactureras, plantas de tratamiento de aguas servidas, artefactos navales, entre otras).

Las fuentes emisoras difusas corresponden a las descargas a partir de múltiples fuentes no siendo posible determinar un único agente emisor sino una generalidad. Como ejemplo de lo anterior se puede mencionar los aportes de agroquímicos que se infiltran o escurren después de las lluvias o de prácticas de riego por tendido.

La figura siguiente describe cómo los contaminantes desde emisores puntuales y difusos llegan al curso de agua. En el caso del ejemplo, el fósforo puede ingresar a través de deposiciones atmosféricas mediante la lluvia. También a partir de escurrimiento desde tierras no agrícolas y erosión del suelo. Por otro lado, puede existir un ingreso directo desde Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS), descargas industriales, lodos y pisciculturas. Todas ellas deben reflejarse en el inventario de emisiones.

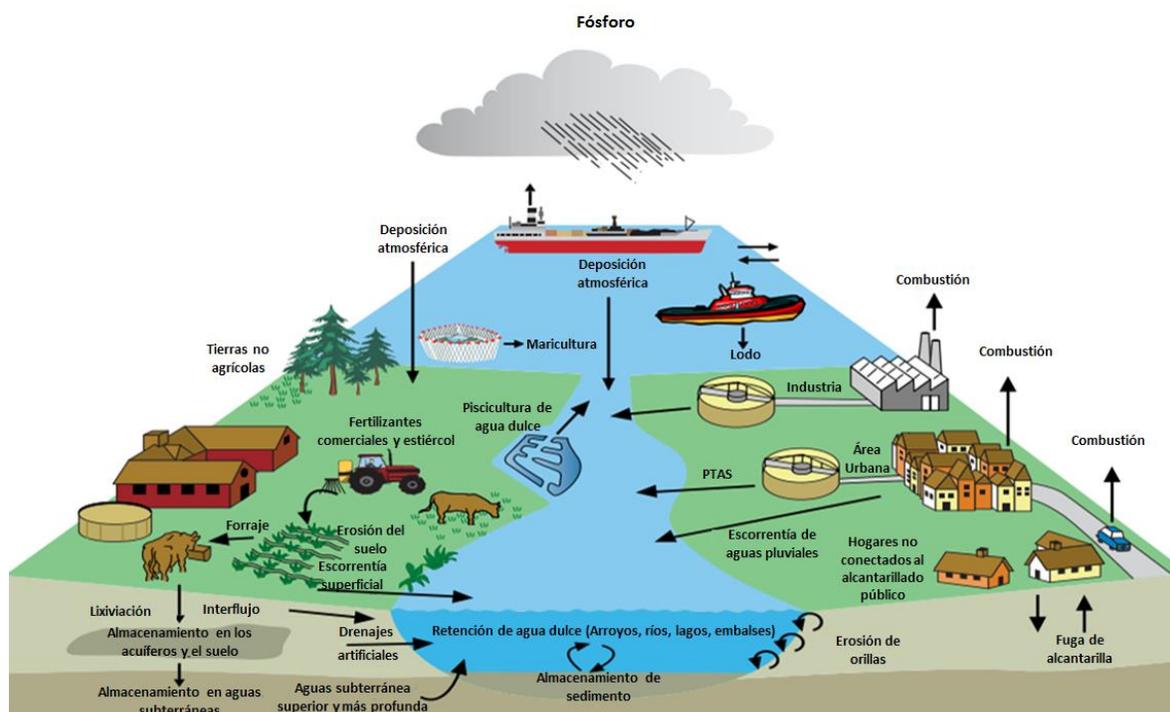


Figura 7-1 Fuentes emisoras difusas y puntuales
Fuente: (Vos & Van Esch, 2008)

7.1.2. Elaboración del inventario

Para construir el Inventario de emisiones que se debe incluir en el AGIES se propone realizar las siguientes actividades:

- a) Identificar las fuentes contaminantes por tipo, ubicación y rubro económico, se deben considerar las PTAS, Pisciculturas, Industrias, entre otras.
- b) Analizar las fuentes de información disponibles como inventarios de emisiones.

Actualmente quienes registran y almacenan información de emisiones según regulación de D.S. 90 y D.S. 46, son la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), la Dirección del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR) y la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA).

Esta etapa se realiza de acuerdo con los parámetros definidos, las fuentes contaminantes y la información disponible. Con esto se obtendrá la concentración de la descarga por fuente emisora.

Con el resultado de estas actividades, se definirán tres aspectos fundamentales en el AGIES, ya que a partir de ellos se analizarán posteriormente los efectos positivos y negativos de implementar la normativa. Estos aspectos son los siguientes:

- i. Identificar las fuentes contaminantes, puntuales y difusas, parámetros contaminantes regulados y sector productivo asociado.
- ii. Cuantificar las emisiones de cada una de las fuentes (puntuales y difusas) identificadas en la etapa anterior.
- iii. Espacializar las fuentes contaminantes, puntuales y difusas, presentes en cada una de las áreas normadas.

Para la generación del caso base se requiere (si la información lo permite), realizar una proyección tendencial de las emisiones en las fuentes que impactan el área de estudio definida. De no ser posible, se puede asumir que se mantienen constantes en el tiempo.

La tasa de aumento de las emisiones varía según el rubro de la fuente emisora. Por ejemplo, en el caso de plantas de tratamiento de aguas servidas, se recomienda utilizar el aumento de la

población; para otros sectores económicos, el PIB regional; para las fuentes difusas de agricultura, el cambio de usos de suelo según el catastro de bosque nativo. De esta manera se intenta simular el comportamiento futuro que tendrán las actividades sobre la cuenca o cuerpo de agua. De esta forma, se podrá evaluar adecuadamente la futura implementación de una regulación ambiental.

La generación del caso base debe considerar todas las normativas vigentes con un 100% de cumplimiento. De otra manera, la evaluación de una regulación ambiental que reduzca emisiones no puede hacerse responsable de incumplimientos de normativas vigentes. Esto alteraría los resultados de la evaluación, incluyendo costos y beneficios adicionales que no corresponden.

El método más utilizado para establecer el inventario de emisiones es el monitoreo directo de las fuentes emisoras. Consiste en hacer mediciones in situ en la zona de la descarga de contaminantes. A pesar de ser un método muy utilizado (Loucks, Beek, Stedinger, & Van Beek, 2005), posee una serie de desventajas que destacan la necesidad de implementar otras metodologías, que tienen mayor alcance y menores costos. Una de las alternativas son los modelos predictivos, los que se pueden usar adicionalmente o en lugar del monitoreo.

Algunas de las razones que justifican su implementación en el desarrollo de AGIES, son las siguientes:

- El modelamiento es factible en situaciones donde el monitoreo no lo es.
- Un sistema integrado de monitoreo y modelación provee mejor información que cada uno por sí solo y al mismo costo.
- La modelación puede ser utilizada para evaluar (predecir) situaciones futuras de calidad de agua como resultado de diferentes decisiones estratégicas, como una nueva planta de tratamiento o mejoras en las descargas de efluentes.

Un enfoque de modelo muy simple es el cálculo de la dilución. En este enfoque, la velocidad de carga de contaminantes de fuentes puntuales en un cuerpo de agua, se divide por el caudal para entregar como resultado una serie de concentraciones de contaminantes que pueden ser comparados con el estándar.

El cálculo simple asume un movimiento conservador de los contaminantes. Por lo tanto, el cálculo de la dilución tenderá a ser conservador y predecir concentraciones mayores que las actuales para la descomposición de contaminantes. Aunque este supuesto conservador, puede ser cambiado por una mejor estimación menos conservadora.

Existen modelos combinados de predicción de calidad de agua y escurrentía, que vinculan los agentes estresores con los receptores. Los estresores incluyen actividades humanas que puedan causar deterioro, tales como el cultivo de campos cercanos a cursos de agua, descarga de productos industriales, sobreexplotación de recursos, cambios en la cobertura de la tierra, contaminantes y sedimentos de los cuerpos de agua.

Los modelos que relacionan los estresores con los receptores pueden ser simples o complejos, y pueden aplicarse a fuentes puntuales y difusas, de forma combinada o individualmente. Pueden ser simples representaciones conceptuales de las relaciones entre las variables y los indicadores importantes de esas variables. O pueden ser modelos cuantitativos que permiten hacer predicciones sobre la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua, el movimiento de un contaminante desde diversas fuentes puntuales y no puntuales, o la efectividad de prácticas de mejoras en la gestión.

A continuación se entregan una serie de alternativas para realizar modelos de emisiones, tanto para fuentes puntuales como difusas. Estas indicaciones pretenden ser una orientación a la realización del AGIES, ya que no corresponden al universo total de posibilidades actuales de modelación.

7.1.3. Emisión en fuentes puntuales

La estimación de emisiones puede ser realizada a partir de la medición de descargas en el punto informado de la fuente emisora.

Como requisito para utilizar esta metodología, se debe contar con un monitoreo frecuente de datos, que permita tomar en cuenta las condiciones de funcionamiento del medio acuático a lo largo del año. Obtiene la concentración media anual del parámetro N, a partir de la concentración

de la descarga, el caudal medio y el tiempo de operación en años. Se puede expresar de la siguiente manera:

$$\text{Carga Media Anual } X_i \left[\frac{\text{ton}}{\text{año}} \right] = \text{Concentración media } X_i \left[\frac{\text{ton}}{\text{m}^3} \right] * \text{Caudal } \left[\frac{\text{m}^3}{\text{año}} \right]$$

La información de sus descargas es sistematizada por la Superintendencia de Servicios Sanitarios, SISS, y por la Superintendencia de Medio Ambiente, SMA, en el Catastro de Fuentes Puntuales. Estos antecedentes son la base para realizar el inventario de emisiones, y a partir de éste, la carga de contaminantes al medio acuático.

7.1.4. Fuentes no puntuales o difusas

Uno de los métodos para estimar emisiones desde fuentes difusas es el Índice de Exportación de Nutrientes. Considera el concepto de coeficientes de exportación de nutrientes, que fue desarrollado en EEUU y adoptado por la OCDE para predecir la carga de nutrientes en aguas de ecosistemas eutróficos (Omernik & U.S. EPA, 1976), (OECD, 1982), (Reckhow, Beaulac, & Simpson, 1980). Es un modelo empírico construido en base a la distribución espacial de datos recogidos de los diferentes usos de suelos, fertilizantes aplicados a cultivos, número y distribución de ganado, poblaciones humanas en áreas de drenaje y aporte de nutrientes a la cuenca a través de la fijación de nitrógeno, deposición atmosférica y precipitaciones. El modelo más simple de exportación de nutrientes podría ser expresado por la siguiente fórmula (Tuan Do et al, 2011):

$$L = \sum_{i=1}^n C_i \cdot A_i$$

Dónde:

L= Carga total de nutrientes desde la cuenca [kg/año],
 Ci= Coeficiente de exportación de nutrientes [kg/ha/año],
 Ai= Superficie del uso de suelo i [ha],
 n= Número de tipos de suelo.

La ecuación supone que las exportaciones de nutrientes para cada tipo de uso de suelo aumentan linealmente con la superficie. A pesar de las incertidumbres asociadas con los coeficientes de

exportación, son intuitivamente simples y fáciles de aplicar, utilizándose en muchos modelos de calidad de agua. Por otro lado, herramientas de manejo de datos espaciales como los SIG, han resultado de gran apoyo al cálculo de estos coeficientes (Gurel et al., 2011), (Liu, He, & Wang, 2008) y (Mattikalli & Richards, 1996).

Los coeficientes de exportación son determinados por diversos factores tanto ambientales como humanos, éstos dependen de la utilización del suelo y su gestión, debido a que para diferentes usos hay distintas concentraciones de contaminantes, siendo el uso de la ganadería y agricultura los que generan una mayor cantidad de exportación de P y N. Pueden ser calculados y actualizados a través de métodos estadísticos, como la estimación bayesiana o modelos de regresión múltiple en base a datos de calidad de agua. Estos últimos presentan la siguiente forma:

Modelo de regresión múltiple

$$L_i = \beta_1 X_{i,1} + \beta_2 X_{i,2} + \dots + \beta_n X_{i,n} + \varepsilon_i$$

Dónde:

L_i es la carga promedio del sitio i [ha] para un periodo de tiempo t en [kg/ha/año],
 β_1 a β_n es el coeficientes de exportación para el n tipo de uso de suelo en [kg/ha/año],
 X_1 a X_n es la fracción de superficie terrestre en el sitio i , representado por n tipos de usos de suelo
y ε_i es el error aleatorio.

Los factores que intervienen en la exportación de nutrientes pueden ser clasificados en ambientales y humanos. Los primeros incluyen la intensidad de precipitación, la topografía, las propiedades del suelo, densidad de drenaje y escorrentía superficial, los cuales determinan la cantidad y concentración de nutrientes exportados. A mayor tiempo de precipitación y altos valores de escorrentía, mayor será el transporte de N y P hacia el cuerpo receptor.

La vegetación ribereña juega un rol importante al actuar como franja filtradora de nutrientes de praderas adyacentes, especialmente nitrógeno y fósforo que han sido transportados por escorrentía superficial, por tanto la carga de contaminantes es menor (Oyarzún, Arumí, Salgado, & Mariño, 2007).

Respecto a los factores humanos, la configuración del territorio es determinante en el transporte y concentración de los coeficientes de exportación. La cantidad de vegetación en la zona en estudio,

las distancias de las zonas utilizadas por distintas actividades a los cuerpos de agua, la cantidad de cultivos, además del tipo y número de ganado por predios, generan variaciones en las cargas de nutrientes (N y P) sobre los ríos aledaños. También la distancia de asentamientos humanos hacia cuerpos de agua determina el porcentaje de exportación de nutrientes. La tabla siguiente muestra un ejemplo de los coeficientes de exportación de N y P para diferentes usos de suelo en una cuenca del Reino Unido.

Tabla 7-1 Coeficientes de exportación para uso de suelo del río Windrush-Reino Unido

Uso de suelo	Kg/ha/año					
	N _T	P _T	N _T	N _T	P _T	P _T
			(D < 50 m)	(D > 50 m)	(D < 50 m)	(D > 50 m)
Ganado	1,842 ^a	0,006 ^a	32,30%	16,20%	5,70%	2,85%
Cerdos	0,387 ^a	0,004 ^a	28,90%	14,50%	5,10%	2,85%
Ovejas	0,257 ^a	0,001 ^a	34%	17%	6%	3,00%
Aves de corral	0,007 ^a	0,0001 ^a	30,60%	15,30%	5,40%	2,70%
Huertos	2,870	0,650	50%	25%	0,80	0,60
Bosques	13,000	0,020	13	13	0,02	0,02
Pastos permanentes	0,463	0,100	7,50%	7,50%	0,50	0,40
Pastos temporales	0,606	0,300	7,50%	7,50%	0,50	0,40
Cereales	0,272	0,650	12%	12%	0,80	0,60
Tubérculos	3,825	0,800	25%	25%	0,90	0,70
Plantas oleaginosas	20,817	0,650	25%	25%	0,90	0,70
Pastizales pobres	13,000	0,020	13	13	0,02	0,02
Caballos	2,009 ^a	0,009 ^a	16,20%	16,20%	5,70%	2,85%
Sistemas de alcantarillado	21400	3800	21400	21400	3800	3800
Tanques sépticos	24900	2400	-	-	-	-
Lluvias	27003	0,202	56%	56%	56%	56%

Fuente: (Johnes & Heathwaite, 1996)
Cuenca río Windrush, Cuenca Slapton Ley

^a : Valores expresados en animal/ha/año

D<50 m: Distancia a red de drenaje menos de 50 metros

D>50 m: Distancia a red de drenaje más de 50 metros

7.2. Proyección temporal de fuentes contaminantes

Dado que son las intervenciones antrópicas las que generan alteraciones en la calidad de los cuerpos de agua, es importante conocer o proyectar el comportamiento futuro de las principales actividades que se desarrollan en el entorno normado. Esta característica de actividad principal, se

definirá en dos contextos de acuerdo al medio en el que generan impacto: físico-ecológico y económico-social.

En el contexto económico se deben considerar las actividades cuyas emisiones puntuales o difusas generen impacto sobre la calidad de agua y tengan una conocida proyección de cambio en el tiempo.

Todas estas actividades, al ser susceptibles de generar cambios en la calidad del agua, estarán afectadas por la regulación. Esto puede obligar a tener que asumir nuevos costos, por ejemplo, por la incorporación de nueva tecnología, o por modificaciones en la ejecución proyectada. El AGIES del Lago Villarrica es un ejemplo de la aplicación de este instrumento, donde se proyecta el crecimiento de las pisciculturas de salmón al doble en el periodo de análisis. Los cambios en la normativa obligarán a sus propietarios a reevaluar la conveniencia de este nuevo escenario, pudiendo decidir postergar sus inversiones, o recalcular sus costos implementando nuevas tecnologías de abatimiento en las nuevas instalaciones, etc.

Al igual que las fuentes de contaminación directa, los cambios de uso de suelo proyectados en las zonas próximas a las orillas del cuerpo de agua, tendrán impactos positivos o negativos sobre la calidad del recurso. En este contexto, las actividades Agrícolas-Forestales son grandes interventoras del uso del suelo, muchas veces provocando cambios radicales modificando riberas y propagando fertilizantes o pesticidas que por diferentes vías pueden llegar al agua. Ligado a cambios económicos, también se ha detectado el abandono de predios a la espera de cambios en los precios de los productos agrícolas, dejando sectores desprovistos de vegetación, propensos a la erosión y arrastre de material al cuerpo de agua.

Finalmente, el AGIES debe considerar los cambios esperados en la población, sean éstos migratorios y/o de distribución etaria, debido a que el número de habitantes tendrá impacto sobre las Plantas de Tratamientos de Aguas Servidas (PTAS) que descargan al río, lago, mar o acuífero. La distribución etaria en cambio, sirve como información base para identificar la población laboralmente activa o la población con mayores riesgos de salud producto de la calidad del agua (ancianos y niños). La forma de abordar este último análisis será tratada en capítulos posteriores.

8. Calidad del cuerpo receptor

La calidad del agua es el término utilizado para describir las características químicas, físicas y biológicas del agua. Para determinarla es necesario medir y analizar aspectos básicos como la temperatura, el pH, los sólidos totales disueltos y el número de bacterias, entre otros parámetros.

El AGIES debe considerar la calidad del medio acuático que recibe las descargas de contaminantes tanto desde fuentes puntuales como de las difusas.

El objetivo de este capítulo es establecer la línea base de calidad del cuerpo receptor para estimar posteriormente la variación causada por la implementación de la normativa. A continuación se presentan las herramientas para establecer la línea base de calidad. Posteriormente, se describen modelos de emisión calidad y dispersión de contaminantes.

8.1. Establecimiento de línea base de calidad

La línea base de calidad o de concentraciones del medio acuático, se refiere a la descripción y cuantificación de la concentración actual de los parámetros físico-químicos, ya sea en concentraciones naturales o derivados de alguna fuente de contaminación. Se refiere al contenido en las aguas de los elementos que son directamente descargados desde un emisor puntual identificado, o desde fuentes difusas de contaminación.

El establecimiento de la línea base de calidad requiere información de mediciones in situ de los parámetros físico-químicos del agua del sitio normado. Los resultados son comparados con estándares numéricos que determinan la aptitud del agua para ciertos usos. Los criterios serán más exigentes para el agua de consumo humano y más laxo para un uso recreativo como pesca.

El desarrollo del AGIES requiere identificar la presencia y el comportamiento de las fuentes contaminantes puntuales y difusas, debido a que en conjunto con la línea base natural de parámetros físicos-químicos, definen el estado actual de las aguas. Es decir, la línea base de concentraciones incluirá la presencia y las descargas de todos los agentes estresores del medio acuático normado.

La línea base debe incluir el set completo de parámetros normados por el instrumento de regulación, para que posteriormente se pueda realizar el análisis de cumplimiento y el cálculo de excedencias. Este análisis corresponderá al Caso Base.

Fuentes de información

Una de las principales fuentes de información para los antecedentes de calidad de las aguas continentales es la Red de Monitoreo de Calidad Química de la DGA⁴. Esta red cuenta con estaciones de medición vigentes en todo el país, que están localizadas en diferentes tramos o secciones de las cuencas hidrográficas de Chile. La información provista por esta fuente, corresponde a una medición puntual cuya frecuencia puede variar entre las diferentes cuencas. Los parámetros analizados también pueden ser muchos y en diferentes unidades de concentración, por lo que se debe tener especial atención en la sistematización y conversión de unidades, para que sea concordante con la normativa evaluada.

Existe también la red de estaciones del Programa de Observación de Ambiente Litoral (POAL), que monitorea las fluctuaciones anuales de los niveles de concentración de los principales componentes de desechos domésticos, industriales, de hidrocarburos de petróleo y compuestos orgánicos persistentes en las bahías, lagos y ríos sometidos a la jurisdicción de la DIRECTEMAR.

Línea base optimizada

Puede ocurrir que en el sitio evaluado se detecten incumplimientos de la regulación vigente que afectan a la calidad del agua. Estas excedencias deben ser identificadas y cuantificadas, para no considerarlas dentro de la línea base de calidad, logrando una línea base optimizada.

Esta línea base optimizada, considera los límites normados y no las excedencias, para que el análisis de cumplimiento y de cambio atribuible a la regulación (Capítulo 7) no asigne los impactos de la reducción de estos parámetros a la norma evaluada.

⁴ Red superficial y subterránea disponible en <http://www.arcgis.com/apps/OnePane/basicviewer/index.html?appid=d508beb3a88f43d28c17a8ec9fac5ef0>

8.2. Modelos de dispersión de contaminantes

La información de mediciones in situ de los parámetros debe ser representativa del sitio evaluado. Considerando que generalmente son muestras puntuales en las zonas de descarga de cuencas hidrográficas, áreas de vigilancia o espejos de agua, se hace necesaria la modelación del comportamiento de las descargas en el cuerpo de agua.

Esta modelación permitirá relacionar las emisiones puntuales y difusas que aportan a la calidad del agua del medio acuático normado. Además, favorece la comprensión del efecto que genera en el medio ambiente la implementación de políticas públicas de calidad ambiental.

La implementación de una regulación generará una variación en las concentraciones del cuerpo receptor. Las descargas de contaminantes desde las fuentes emisoras puntuales y difusas deberán reducir su aporte de sustancias contaminantes y, por tanto, se mejorará la calidad del cuerpo receptor.

Esta variación de calidad, puede ser estimada a través de modelos que simulen la entrada de contaminantes al sistema acuático (emisiones) y las consecuencias que implican en las concentraciones de parámetros físicos y químicos (calidad de agua), y consecuentemente en las especies animales, vegetales y en las funciones sistémicas.

Estos modelos de dispersión de contaminantes, también llamados modelos de emisión - calidad, permiten evaluar de manera controlada las variaciones de calidad pudiéndose definir los antecedentes y controles necesarios para la toma de decisiones.

Funcionan integrando diferentes variables que determinan la complejidad de la modelación, tales como dimensiones, variación espacial, aleatoriedad, entre otros. Frecuentemente se recurre a herramientas efectivas como los modelos matemáticos, ya que permiten interpretar y estimar dinámicas más allá de la modelización conceptual.

Estos modelos no son útiles cuando no son correctamente construidos y simulados. Su función fundamental es conocer la concentración de contaminantes en las aguas de forma continua en el espacio y en el tiempo, a partir de una línea base. Permiten analizar el comportamiento de

contaminantes en el agua y predecir el movimiento de las partículas que se emiten desde una o varias fuentes de contaminación puntuales o difusas.

De acuerdo a la figura siguiente, (Chow, Maidment, & Mays, 1994) se clasifican los modelos hidrológicos matemáticos de acuerdo con la variación del espacio, tiempo y aleatoriedad. Desde el punto de vista de la aleatoriedad, se clasifican en determinísticos y estocásticos.

En los modelos determinísticos, una entrada dada produce siempre una misma salida, mientras que en un modelo estocástico, hay salidas parcialmente aleatorias. Los modelos determinísticos hacen pronósticos, mientras que los modelos estocásticos hacen predicciones.

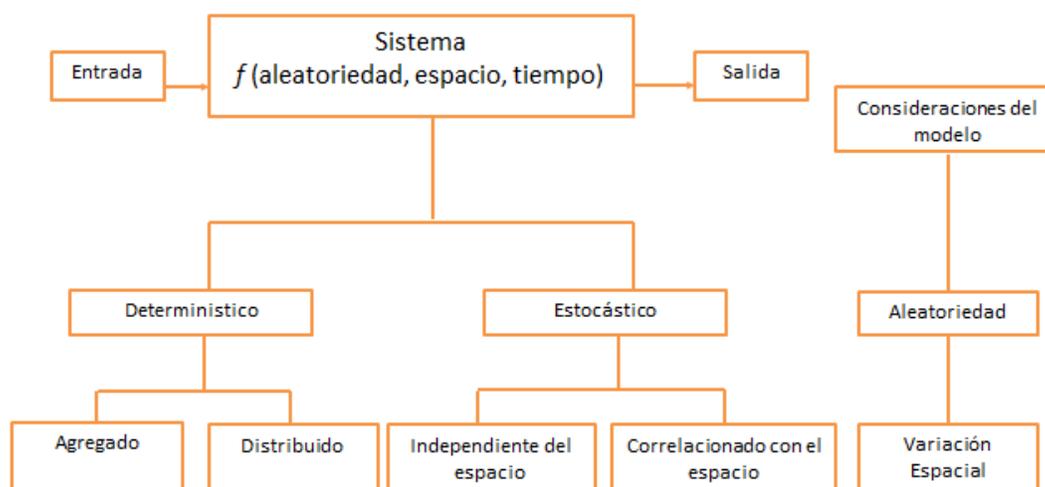


Figura 8-1 Clasificación de modelos
Fuente: (Chow et al., 1994)

El medio acuático y la contaminación presente han sido sometidos a estudios y modelos a nivel internacional. En diferentes países se han desarrollado modelos específicos tanto para lagos, ríos, como para agua subterránea y mar.

De acuerdo con el informe "Estudio sobre Modelos Matemáticos de Calidad de Agua y Sedimentos", realizados por DICTUC Ingeniería (Dictuc SA, 2010), los modelos de calidad de agua son comparados según sus capacidades de análisis de parámetros de calidad y sus características técnicas, entregando una lista de modelos.

La información recopilada en esta lista genera una importante herramienta de decisión a la hora de escoger un modelo de calidad del agua que resuelva un problema normativo ambiental. Aunque la elección puede depender del problema específico que se quiera solucionar, es posible presentar variables de decisión globales para el proyecto que permitan acotar el screening de modelos. Las variables de decisión son:

1. Parámetros de Calidad del Agua: el modelo debe ser capaz de modelar una amplia gama de parámetros de calidad del agua para poder abarcar diversos problemas relacionados con la regulación ambiental.
2. Complejidad del Modelo: es preferible el uso de modelos que demanden un nivel medio-bajo o bajo de capacitación y que permitan acoplarse a otros modelos más complejos e integrales, con el fin de apuntar a mejores soluciones y apoyo a normativas en el futuro.
3. Costo del Modelo: se debe evaluar el uso de modelos disponibles en forma gratuita desarrollados o recomendados por fuentes de alto prestigio.
4. Tipo de Modelo: es recomendable el uso de modelos de recepción de aguas que acoplen y reciban sus outputs y los integren y georreferencien en cuencas de mayor envergadura.

En la Tabla 8-1 y la Tabla 8-2 se aprecian los modelos seleccionados de acuerdo a los criterios mencionados anteriormente.

Tabla 8-1 Parámetros de calidad del agua que pueden ser estimados con modelos preseleccionados

MODELO	CALIDAD DE AGUA																		
	Concentración Sedimentos	Carga de sedimentos	Concentración Nitrito	Concentración Amonio	Carga N-Total	Concentración N-Total	Carga P-Total	Concentración P-Total	DBO/ O.D.	Concentración Sulfato	Concentración Metales	Concentración Metales Sedimentos	Temperatura	Carga Neta SST	Concentración SST	Patógenos	Clorofila a	Densidad de Algas	
AQUATOX	Δ	Δ	Δ	Δ					Δ						Δ		Δ	Δ	
PHREEQC			Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ		Δ	Δ	Δ	Δ						
QUAL2K	Δ		Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ				Δ		Δ	Δ	Δ	Δ	
HSPF	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ		Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ		
BASINS	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ		Δ		Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	
WEAP	Δ		Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ				Δ		Δ	Δ	Δ	Δ	

Fuente: (Dictuc SA, 2010)

Algunos ejemplos de los modelos de calidad y concentración se resumen en la siguiente tabla. En el Anexo 14.1 están explicados en detalle algunos de ellos.

Tabla 8-2 Características técnicas y consideraciones de aplicación de modelos preseleccionados

MODELO	TIPO			GEO	PASO DE TIEMPO				NIVEL DE COMPLEJIDAD			HIDROLOGÍA					CONSIDERACIONES DE APLICACIÓN					
	Régimen Permanente	Cuasi-Dinámico	Dinámico		1D/2D/3D	Horario	Diario	Mensual	Anual	Coefficientes Exportados	Funciones de Carga	Modelos Físicos	Superficial y Subterránea	Ríos	Lagos	Embalses	Zona Costera	Experiencia Requerida	Tiempo para aplicación	Datos requeridos	Disponibilidad de Soporte	Herramientas de Software
AQUATOX	-	-	Δ	1D	-	Δ	-	-	-	-	Δ	-	X	O	O	-	O	Δ	O	O	Δ	Δ
PHREEQC	-	-	-	1D	-	-	-	-	-	-	Δ	-	-	-	-	-	X	O	X	O	X	Δ
QUAL2K	-	Δ	-	1D	Δ	Δ	-	-	-	-	Δ	-	Δ	-	-	-	O	Δ	O	O	O	Δ
HSPF	-	-	Δ	1D	Δ	-	-	-	-	-	Δ	Δ	Δ	O	O	-	-	X	X	Δ	Δ	Δ
BASINS	-	Δ	Δ	1D	Δ	Δ	-	-	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	O	O	-	X	X	X	Δ	Δ	Δ
WEAP	-	-	Δ	1D	-	Δ	Δ	Δ	-	-	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	-	O	O	O	Δ	Δ	O

Fuente: (Dictuc SA, 2010)

Leyenda:



Hidrología						
Δ	Simulación detallada de los procesos asociados	O	Nivel moderado de análisis, algunas limitaciones	x	Nivel bajo y simplificado de procesos, muchas limitaciones	- No incluido
Consideraciones de Aplicación						
Δ	Muy poco entrenamiento	O	Entrenamiento limitado, se asume familiaridad con modelos de calidad del agua	x	Entrenamiento moderado, se asume experiencia con modelos de calidad del agua y/o de cuencas	- Experiencia profesional en modelos avanzados de cuencas y modelo de calidad del agua
Tiempo para aplicación						
Δ	Menos de 1 al mes	O	Más de 1 al mes	x	Más de 3 al mes	- Más de 6 al mes
Datos requeridos						
Δ	Baja Cantidad	O	Cantidad Moderada	x	Más de 3 al mes	- Más de 6 al mes
Disponibilidad de soporte						
Δ	Alta	O	Media	x	Baja	- No incluido
Herramientas de Software						
Δ	Alta	O	Media	x	Baja	- No incluido
Costos						
Δ	Dominio Público	O	Distribución limitada	x	Costo nominal (< \$300 M)	- Costo significativo (> \$300 M)

Tabla 8-3 Resumen de modelos de calidad de agua y concentración

N	Tipo de Modelo	Acrónimo	Nombre del Modelos	Creador/Fuente	Descripción	Referencia
6	Modelos de Recepción de Agua (Receiving Models)	AQUATOX	-	US-EPA	Modelo de simulación para sistemas acuáticos en función de las cadenas tróficas y alimentarias y las influencias de los nutrientes y contaminantes. Predice el destino de varios contaminantes, como nutrientes y productos químicos orgánico, y sus efectos sobre el ecosistema (peces, invertebrados, plantas acuáticas).	http://www.epa.gov/exposure-assessment-models/aquatox
21	Modelos de Recepción de Agua (Receiving Models)	QUAL2E	Enhanced Stream Water Quality Model	US-EPA	Modelo de calidad de agua de ríos y corrientes. Dicho modelo permite estimar las variaciones de temperatura del agua que se produce entre el día y la noche, ya que éstas pueden afectar a la calidad del agua.	http://www.ugr.es/~iagua/LICOM_archivos/Lab1.pdf
22	Modelos de Recepción de Agua (Receiving Models)	QUAL2K	-	US-EPA Chapra and Pelletier	Modelo mejorado del QUAL2E.	http://www.ugr.es/~iagua/LICOM_archivos/Lab1.pdf
23	Modelos de Recepción de Agua (Receiving Models)	REMM	Riparian Ecosystem Management Model	USDA-ARS	Modelo que ayuda a cuantificar los beneficios de calidad de agua de zonas ribereñas. Los procesos simulados incluyen superficie e hidrología, el transporte de sedimentos y la deposición; carbono, nitrógeno, fósforo y el transporte, la eliminación y crecimiento de la vegetación.	http://www.jswnonline.org/content/55/1/27.abstract http://www.ars.usda.gov/is/np/RiparianEcosystem/REMMpub.pdf
24	Modelos de Recepción de Agua (Receiving Models)	WASP	Water Quality Analysis Simulation Program	US-EPA	Modelo que permite simular el comportamiento dinámico de un sistema acuático, incluyendo la columna de agua y los bentos. Dicho modelo permite analizar sistemas en 1, 2 y 3 dimensiones y para un variado número de contaminantes. El modelo considera los aspectos hidrodinámicos y el transporte de sedimentos que pueden ser aportados por afluentes al cuerpo de agua analizado, considerando parámetros como profundidades, velocidades, temperatura, salinidad y los flujos de los sedimentos.	http://repository.javeriana.edu.co/bitstream/10554/3809/1/GarciaQuinteroHermesAlfonso2008.pdf
26	Modelos de Cuencas (Watershed Models)	BASINS	Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources	US-EPA	Modelo de análisis ambiental de usos múltiples, diseñado para ayudar estudios basados en la calidad de la cuenca y el agua. Fue diseñado para ayudar el manejo de cuencas y el desarrollo de TMDL mediante la integración de datos ambientales, herramientas de análisis y modelos de cuencas hidrográficas y la calidad del agua.	http://www.epa.gov/exposure-assessment-models/basins

N	Tipo de Modelo	Acónimo	Nombre del Modelos	Creador/Fuente	Descripción	Referencia
27	Modelos de Cuencas (Watershed Models)	LSPC	Loading Simulation Program in C++	EPA and Tetra Tech, Inc.	Sistema de modelo de cuenca que incluye algoritmos simplificados para la simulación de la hidrología, os sedimentos y la calidad del agua. Dicho modelo fue desarrollado para servir como modelo de cuencas principal de la EPA, los cuales mide sedimentos, temperatura, oxígeno disuelto, nutrientes y algas y últimamente se ha personalizado para simulaciones de otros contaminantes como nutrientes y bacterias (coliformes fecales).	http://dpw.lacounty.gov/wmd/wmms/docs/LSPC-UserManual.pdf
28	Modelos de Cuencas (Watershed Models)	SWAT (ArcSWAT)	Soild and Water Assesment Tool	USDA-ARS	Modelo desarrollado para predecir el impacto de las prácticas del manejo del suelo en la generación de agua, sedimentos y producción de sustancias agrícolas químicas, en cuencas grandes y complejas con variedad de suelos, uso de tierra y condiciones de manejo sobre un tiempo prolongado. Requiere información específica sobre el clima y tiempo, propiedades del suelo, topografía, vegetación y prácticas de manejo de tierra que acontecen en la cuenca.	http://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf
29	Modelos de Cuencas (Watershed Models)	AGNPS	Agricultural Nonpoint Source Pollution Model	USDA-ARS	Modelo que fue desarrollado para el análisis de fuentes difusas de contaminación en terrenos agrícolas. Estima la calidad del escurrimiento superficial y lo compara para diferentes estrategias de manejo.	http://mazinger.sisib.uchile.cl/repositorio/ap/ciencias_agronomicas/c2003651232modelos.pdf
32	Modelos de Cuencas (Watershed Models)	WEAP	Water Evaluation and Planning System	Stockholm Environment Institute Suecia	Modelo para la planificación y distribución de agua que puede ser aplicada a diferentes escalas, desde pequeñas zonas de captación hasta extensas cuencas. Apoya la planificación de recursos hídricos balanceando la oferta de agua con la demanda de agua y a diferencia de otros modelos. WEAP es un modelo forzado por variables climáticas, esta característica convierte a WEAP un modelo ideal para realizar estudios de cambio climático, en los que es importante estimar cambios en la oferta de agua y en la demanda de agua, los cuales producirán un balance de agua diferente a nivel de cuenca.	http://www.weap21.org/downloads/Guia_modelacion_WEAP_Espanol.pdf
	Modelos de Recepción de Agua (Receiving Models)	PHREEQC	pH, Redox and Equilibrium - c language	USGS	Modelo para simular las reacciones químicas y procesos de transporte en el agua natural y contaminada. Dicho modelo implementa varios tipos de modelos acuosos: 2 acuosa de asociación iónica (modelo Lawrence Livermore National Laboratry and WATEQ4F), un modelo acuosa de interacción-iónica específica Pitzer. El uso de cualquiera de estos modelos tiene capacidad para: a) Cálculo de especiación la saturación de índices, b) lotes de reacción, c) cálculos de transporte en una sola dimensión.	http://wwwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/

Fuente: (Dictuc SA, 2010)

9. Cambio atribuible a la regulación

En la primera fase del proceso de estimación del impacto producido por la implementación de un instrumento de gestión se debe verificar si el objetivo del instrumento es alcanzable en la situación actual y en qué medida. Para ello se debe realizar un análisis de cumplimiento a nivel de sitio - parámetro y un análisis de las emisiones.

9.1. Análisis de cumplimiento

Este análisis corresponde a la verificación del desempeño del instrumento de regulación y permite identificar los cumplimientos e incumplimientos según el mecanismo establecido en el instrumento.

Para realizar el análisis se debe comparar la línea base de concentraciones (calidad de agua) y/o el inventario base de emisiones con los nuevos límites de los parámetros incluidos en el instrumento regulatorio. En los casos donde no se supera el nuevo valor del parámetro P_i , no se debe planificar el abatimiento. Cuando la norma es excedida, se deberán evaluar medidas para reducir la carga de P_i según los nuevos límites.

Una limitación al análisis se produce cuando no existe información para un parámetro normado, lo que impide estimar el estado de cumplimiento, impidiendo la posterior valoración de beneficios y costos asociados a este parámetro (en caso de existir incumplimiento).

CASOS

CASO 1. En la NSCA de Biobío se realiza el análisis de cumplimiento resumiendo los resultados como se muestra a continuación:

Tabla 7-1 Resultado de análisis de cumplimiento

	Número	Porcentaje
Cumplimiento	150	54%
Excedencias	81	29%
Sin Información	49	18%
Total	280	100%

Fuente: MMA AGIES Biobío

El detalle de incumplimientos a nivel de parámetros se resume en la siguiente tabla

Tabla 7-2 Detalle superación de norma en Análisis de Cumplimiento NSCA Biobío

Parámetros	BI-10	BI-20	BI-30	BI-40	BI-50	BI-60	BU-10	DU-10	LA-10	LA-20	LA-30	MA-10	RE-10	VE-10
Aluminio					4							7		
Amonio		15			4	49	15	1						4
AOX			36	9	5									9
Cloruro														
Coliformes fecales			51			42	38	23			7			40
Conductividad	4	1		1				1		1	11			8
DBO ₅														9
DQO	17				4									
Fenoles				2	2			6						
Fosfato					12	14				3				
Fósforo Total	14					5				14	14			10
Hierro					3					3				
Nitrato	3				7	8	18	60			18			18
Nitrito			9			2		9						19
Nitrógeno Total			17	18	23	14	8	13			4			23
Oxígeno Disuelto	20	15	1	10	5	19		24		34	16			
pH (mín)														
pH (máx)			1			1		3						
Sólidos suspendidos								2						
Sulfato		3		5				4	1					

Fuente: MMA AGIES Biobío, 2014

9.2. Reducción de emisiones y mejora en la calidad del agua

La evaluación de cumplimiento de la normativa revisada anteriormente, implica la implementación de medidas que cada fuente debe tomar para lograr reducir la concentración de los parámetros provenientes de las descargas en caso de producirse incumplimientos.

Además de los costos de implementar la normativa, se genera un beneficio ambiental derivado de la reducción de emisiones y mejora en la calidad del medio normado. En este sentido, además de la concentración y emisión, los AGIES deben considerar la reducción en la carga de contaminantes

emitida (puntual y difusa) al medio acuático. Ésta estará afectada por el caudal vertido (fuente puntual) y por la capacidad de dilución del cuerpo receptor (fuentes puntuales y difusas).

El cálculo de reducción de carga es el siguiente:

$$\text{Reducción} = \text{Emisión Base} - \text{Emisión con proyecto}$$

Lo que en términos porcentuales se traduce en:

$$\text{Red}(\%) = 100 \times \frac{\text{Emisión}_{\text{Base}} - \text{Emisión}_{\text{Con proyecto}}}{\text{Emisión}_{\text{Base}}}$$

CASOS

1.- En la NSCA Biobío se realiza el cálculo de reducción de emisiones por parámetro, la que se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 7-3 Reducción de emisiones estimada cuenca río Biobío

Parámetros	Base(kg/día)	NSCA(kg/día)	Reducción(kg/día)	%Reducción
Nitrato	9.846	6.838	3.008	31%
DBO ₅	15.045	10.711	4.335	29%
Amonio	6.752	5.069	1.683	25%
Nitrógeno Total	20.019	15.226	4.793	24%
DQO	26.444	20.281	6.163	23%
Fosfato	3.437	2.667	770	22%
Fósforo Total	4.477	3.572	905	20%
Fenoles	31	26	5	17%
AOX	242	203	39	16%
Sólidos suspendidos	16.242	14.857	1.386	9%
Nitrito	133	127	6	4%
Aluminio	748	727	21	3%
Sulfato	199.150	195.442	3.709	2%

Fuente: MMA AGIES Biobío, 2014

10. Análisis de Beneficios

La implementación de un instrumento de gestión ambiental como normas de calidad, emisión y planes de prevención o descontaminación, propicia una mejora en la calidad de las aguas, la que se traducirá en la generación de beneficios a partir de impactos ecológicos, sociales y económicos positivos. El objetivo de este capítulo es entregar las herramientas para la identificación de los impactos positivos de la regulación evaluada, buscando analizar la valorización tanto monetaria como no monetaria de estos impactos.

El análisis de beneficios sobre el medio ambiente se realizará en términos de caracterización de especies y ecosistemas amenazados, los cuales serán beneficiados por el establecimiento de una normativa. Para ello se presentan las metodologías de análisis de riesgo ecológico y bioindicadores. Debe tener en cuenta el valor ecológico de los ecosistemas acuáticos, con el fin de evitar los sesgos de la naturaleza económica de la evaluación. Para la evaluación es relevante identificar la presencia de especies endémicas y aquellas con problemas de conservación, aludiendo a la importancia de su existencia *per se*, y a la relación entre calidad del agua y hábitat de las mismas.

Para analizar los beneficios sobre el medio humano social y económico, la metodología a utilizar se basa en el concepto de servicios ecosistémicos, concebidos como una forma de dar a conocer y revelar el vínculo directo entre el bienestar humano y el mantenimiento de las funciones básicas del planeta (Balvanera, Cotler, Ecosistémicos, Toma, & Retos, 2007). Se definen como la contribución directa o indirecta de los ecosistemas al bienestar humano (TEEB, 2016). La FAO (FAO, 2008) señala que un servicio ecosistémico es provisto por una unidad proveedora (ecosistema) y la calidad del servicio depende del estado de conservación de esta unidad.

La valorización se realizará de acuerdo a las diferentes técnicas que buscan una aproximación al valor que el ser humano entrega a los recursos naturales (Ver subcapítulo 10.2). Estas técnicas asumen que el valor de los recursos aumenta en la medida que satisfacen necesidades humanas y son valorados de acuerdo a cómo entran en las escalas de preferencias de los individuos (Pearce & Turner, 1990).

En la siguiente figura se conceptualizan las relaciones entre los servicios ecosistémicos, el bienestar humano, el valor ecológico de los ecosistemas y herramientas de valoración monetaria integradas al valor económico total. En este contexto, las mejoras en la calidad generarán un aumento en el bienestar humano. Buena parte de estas mejoras son cuantificables y valorizables, y serán determinantes para la toma de decisión.

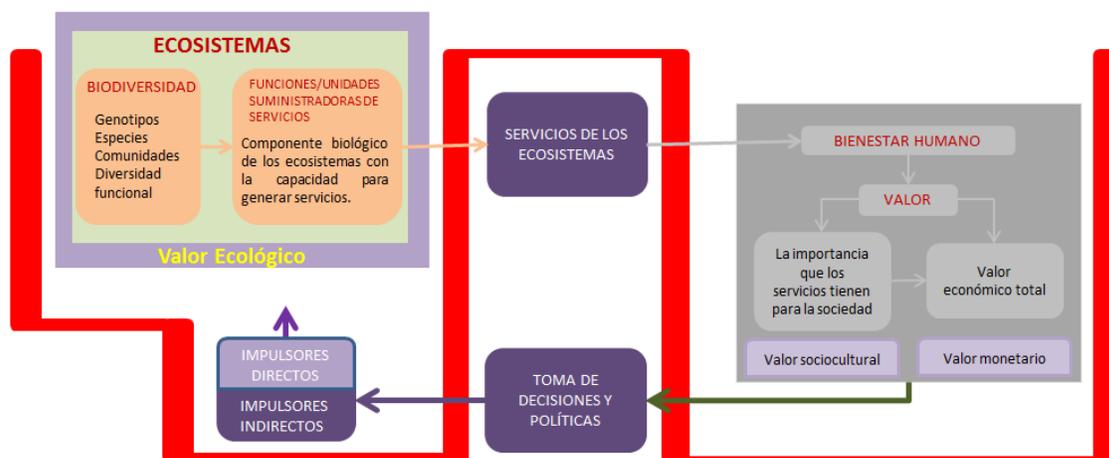


Figura 10-1 Relaciones entre los Servicios Ecosistémicos y Bienestar Humano
 Fuente: Rincón-Ruiz A., Echeverry-Duque M. et al. (2014)

La metodología para identificar, cuantificar y valorizar los beneficios podrá ser aplicada solamente en algunos casos, ya que no todos los elementos del medio ambiente tienen asignado un valor monetario. Algunos bienes no son transados en el mercado y su valoración no es la misma que la de las mercancías económicas. En estos casos es el valor ecológico de la zona el que se está protegiendo.

Sumado a lo anterior, se debe considerar que el objetivo del ACB de contribuir a la toma de decisiones en base al cálculo del beneficio monetario neto, puede resultar en la subestimación de los beneficios, ya sea por la existencia de beneficios que no presentan valor económico, por beneficios considerados de valor “*infinito*” o por que existan beneficios que se manifiesten con posterioridad al periodo de análisis y que, por tanto, no podrán ser considerados. A pesar de esto, el método hace comparables los costos y beneficios monetizados ocurridos en los diferentes periodos dentro del alcance de evaluación (tasa de descuento).

A continuación se detallan las actividades para el análisis de beneficios sobre el medio ambiente y sobre el medio económico social. Luego se describe el análisis distributivo. Finalmente, se detalla la forma de hacer análisis de sensibilidad.

10.1. Beneficios para las especies y ecosistemas

Los beneficios para las especies y los ecosistemas se incluirán en términos de los efectos que tienen los parámetros normados en los diferentes componentes del ecosistema, de acuerdo al estado de conservación de las especies y sistemas acuáticos.

10.1.1. Identificación y espacialización

Para identificar y espacializar los beneficios sobre las especies y sobre los ecosistemas acuáticos, es necesario definir cuáles son los contaminantes que afectan a estos elementos, y cuál es la relación que tienen con el medio normado, para luego evaluarlos en términos de los aspectos impactados del sistema presentes en el área de evaluación.

Luego del análisis de los efectos de los parámetros, se deberá identificar y caracterizar las especies, los ecosistemas y las áreas protegidas del área de estudio. Además, se deberá localizar dónde se producirán las mejoras y dónde se mantendrá la calidad de aguas como consecuencia de los parámetros normados.

Finalmente, los elementos analizados deberán ser espacializados, incorporando información cartográfica válida, datos de terreno cartografiados e imágenes satelitales, entre otras fuentes de información.

A continuación se presentan 4 aspectos a considerar: i. Análisis de los parámetros y las especies, ii. Caracterización de ecosistemas, iii. Caracterización de especies y iv. Áreas protegidas. Todos ellos contribuyen a establecer en el AGIES el valor ecológico del medio acuático evaluado.

i. Parámetros normados y efectos en la vida acuática

Diversos estudios clínicos y ambientales han analizado el impacto de los parámetros en el medio. La mayoría de ellos se preocupa de los contaminantes cuyas concentraciones representan toxicidad para las especies, como el plomo y el mercurio.

La U.S. EPA establece la Tabla de Criterios de Parámetros para Vida Acuática: *National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table* (United States Environmental Protection Agency, 2015), que hace referencia a concentraciones que generan efectos agudos o crónicos en especies de diferentes ecosistemas acuáticos.

En base a esta tabla y a otros estudios (Cousillas, 2007), a continuación se indican los efectos causados por los contaminantes en el medio acuático. Esta relación está en evaluación permanente y depende de las concentraciones descargadas y del cuerpo receptor, por lo que deberán ser revisados durante el desarrollo del AGIES.

Ejemplos de relación Especie-Ecosistema (Recopilación)

Parámetro: Efecto en ecosistemas o especies.

Aceites y Grasas: Genera una película impermeable que impide el intercambio gaseoso entre la atmósfera y el agua, lo que produce una disminución del oxígeno disuelto en el agua, que puede provocar la muerte de la biota.

Amoniaco: Muy tóxico para los animales acuáticos, en especial para los peces, produciendo destrucción del epitelio branquial, estimulación de la glucólisis, alteración de la osmoregulación y disrupción del sistema inmunológico.

Boro: El B es un elemento esencial para el desarrollo de las plantas. Sin embargo el agua para riego no debiera contener más de 0.75 [mg/L]. Descargas de RILes que contengan Boro pueden afectar negativamente la fauna acuática, incluso podrían provocar la muerte.

Cadmio: Provoca desequilibrios nutricionales e hídricos en la biota acuática. Se ha estudiado que en general es tolerante a este metal. Sin embargo se va traspasando en la cadena trófica debido a su potencial de bioacumulación. Los crustáceos parecen ser los más sensibles. La toxicidad es variable en los peces, pero se sabe que los salmónidos son particularmente sensibles. Los estados embrionarios y tempranos de larvas son los más delicados, mientras que los huevos son los menos.

Cianuro: La presencia de CN⁻ en orden de magnitud de 0,1 [mg/L] inhibe el metabolismo microbiano, así como produce la inhibición de la reproducción de los peces.

Cloro Libre Residual: El CLR es tóxico para la biota acuática, puede combinarse con la materia orgánica del agua y producir Trihalometanos.

Cobre: Puede producir alteraciones histopatológicas en las branquias, riñón, tejido hematopoyético, mecanorreceptores, quimiorreceptores y otros tejidos. Se han demostrado también efectos sobre la reproducción, como la producción reducida de huevos en hembras, anomalías en las progenies y reducción de supervivencia.

Dióxido de Azufre: Aumenta la concentración de sulfatos, provocando la disminución de pH, acidificando las aguas. Podría generar una disminución drástica de las poblaciones de invertebrados y peces, especialmente de crustáceos, gasterópodos y salmónidos. Por otra parte, la acidificación de ríos y lagos puede alterar procesos microbianos que son importantes para el reciclaje de nutrientes y el

funcionamiento del ecosistema.

Mercurio: Puede provocar la muerte de peces en ríos o lagos ante un vertido de cierta importancia. La muerte tendrá lugar por un fallo renal, debido al efecto que tiene el mercurio mineral sobre este órgano. Si el problema se debiese a un fenómeno acumulativo, el responsable sería el mercurio orgánico (en concreto el metilmercurio) por afección del sistema nervioso. En este caso, los peces actúan como sensores o indicadores de un problema toxicológico para los consumidores finales.

Nitrato: Principal responsable de la toxicidad para animales acuáticos. Conversión de los pigmentos respiratorios (hemoglobina, hemocianina) en formas que son incapaces de transportar y liberar oxígenos, lo que puede causar asfixia y en último término, la muerte.

Nutrientes: El aumento de la biomasa algal puede ocasionar pérdida de biodiversidad y establecimiento de condiciones de hipoxia y/o anoxia en las columnas de agua y sedimentos. También produce una reducción de la transparencia y de la disponibilidad de luz, aumento de materia orgánica sedimentada, disminución de la concentración de oxígenos disueltos en aguas del fondo y sedimentos, así como una disminución de la diversidad.

Plomo: Limita la síntesis clorofílica de las plantas. Interfiere a nivel mitocondrial en procesos que regulan el metabolismo energético celular. Produce la inhibición de enzimas que intervienen en la síntesis del grupo hemo, resultando en anemia. Interfiere en la síntesis y liberación de neurotransmisores (acetilcolina, dopamina, GABA), alterando la transmisión sináptica.

Zinc: El rango de valores de toxicidad aguda para organismos de agua dulce varía desde 90 a 38.100 µg/L y es muy similar entre peces e invertebrados. Los resultados de test crónicos también indican un rango amplio de valores, entre 47 a 852 µg/L, pero a pesar de este rango, no parece que la dureza del agua afecte mucho sobre la toxicidad del Zn en peces.

Fuentes: Elaboración propia en base a (Cousillas, 2007), (United States Environmental Protection Agency, 2015), (ATSDR, 2016).

El objetivo de incluir los efectos de los parámetros en las especies y ecosistemas acuáticos es analizar cómo la mejora en las concentraciones tendría incidencia en el desarrollo de los elementos del medio hídrico, afectando a las funciones ecosistémicas. Una disminución de la calidad, implica que estas funciones se podrían deteriorar, afectando evidentemente al ecosistema. Mientras que la mejora en la calidad causada por los instrumentos de gestión ambiental, sin duda contribuye a la existencia del ecosistema y al desarrollo y preservación de las especies. El AGIES debe identificar claramente cuáles son los parámetros y sus efectos en el medio acuático regulado.

ii. Caracterización de ecosistemas

El AGIES debe considerar los ecosistemas que conforman el territorio a normar, para analizar cómo los parámetros normados tienen influencia en su funcionamiento. Una variación negativa en calidad puede generar no sólo la muerte de especies, sino que consecuentemente, afectar el equilibrio que generan las condiciones para el funcionamiento del ecosistema.

Para dimensionar las consecuencias de la mejora en calidad de aguas, el AGIES deberá identificar los ecosistemas acuáticos continentales y marinos presentes en el sitio normado. Esto resulta

fundamental para comprender el valor de proteger los ecosistemas y la preservación de su funcionamiento interno.

El AGIES debe identificar y caracterizar los tipos de ecosistemas acuáticos que se desarrollan en el área de evaluación, definiendo las especies asociadas a ellos y el uso o presión antrópica que se ejerce sobre el recurso hídrico. Los ecosistemas se deben espacializar dentro del área y asociar al set de parámetros normados correspondientes a su tramo de ubicación.

iii. Clasificación de especies y categoría de amenaza

Para la evaluación de la regulación se deberán indicar las especies animales y vegetales acuáticas asociadas a la cuenca o sitio normado, según su categoría de amenaza. Incluirlos en el AGIES contribuye a priorizar recursos y esfuerzos de protección en aquellas zonas donde habitan especies amenazadas (Ministerio del Medio Ambiente, 2016a), lo que se traduce en el desarrollo de planes y programas de conservación e incremento de la investigación sobre ellas.

Actualmente en Chile existen 11 categorías de conservación definidas por el MMA en el Inventario Nacional de Emisiones (Ministerio del Medio Ambiente, 2016a). Son las siguientes:

Tabla 10-1 Categorías de Conservación de especies

Categoría	Sigla
En peligro crítico	CR
Datos insuficientes	DD
En peligro	EN
Extinta en estado silvestre	EW
Extinta	EX
Fuera de peligro	FP
Insuficientemente conocida	IC
Preocupación menor	LC
Casi amenazada	NT
Rara	R
Vulnerable	VU

Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente, 2016a)

Se deberá realizar un inventario de especies de acuerdo a su estado de conservación y categoría de amenaza. El AGIES debe incluir explícitamente cada especie por estado, y la relación con las presiones que las afectan.

CASOS

CASO 1.- Un ejemplo de Inventario es el realizado por el MMA en el AGIES NSCA Biobío. En la lista que se presenta a continuación, se indica el Nombre científico de la especie, Nombre común, Estado de conservación y Fuente definida como el decreto que declara su estado. Se presenta a continuación:

Tabla 10-2 Especies de peces que habitan en la cuenca del Biobío (AGIES Biobío)

Especie	Nombre común	Estado de Conservación*	Fuente
Aplochiton zebra	Peladilla	EN	DS 33/2012 MMA
Basilichthys australis	pejerrey chileno	VU(VII al norte), NT(VIII al sur)	DS 19/2012 MMA
Brachygalaxias bullocki	puye	NT	DS 19/2012 MMA
Bullockia maldonadoi	bagrecito	EN	DS 51/2008 MINSEGPRES
Cheirodon galusdae	pocha de los lagos	VU	DS 51/2008 MINSEGPRES
Diplomystes nahuelbutaensis	tollo	EN	DS 51/2008 MINSEGPRES
Eleginops maclovinus	róbalo	VU(V-VIII), FP(IX-XII)	Campos et al. 1998
Galaxias maculatus	puye	VU(VII al norte), LC(VIII al sur)	DS 19/2012 MMA
Geotria australis	lamprea de bolsa	VU	DS 19/2012 MMA
Mordacia lapicida	lamprea de agua dulce	EN	DS 51/2008 MINSEGPRES
Nematogenys inermis	bagre grande	VU	DS 51/2008 MINSEGPRES
Odontesthes brevianalis	cauque del norte	VU	DS 51/2008 MINSEGPRES
Odontesthes mauleanum	cauque	VU	DS 51/2008 MINSEGPRES
Percichthys melanops	perca negra	VU	DS 51/2008 MINSEGPRES
Percichthys trucha	perca trucha	NT(VII al norte), LC(VIII al sur)	DS 19/2012 MMA
Percilia gillissi	carmelita	EN	DS 33/2012 MMA
Percilia irwini	carmelita de Concepción	EN (solo Región Biobío)	DS 51/2008 MINSEGPRES
Trichomycterus areolatus	bagrecito	VU	DS 51/2008 MINSEGPRES
Trichomycterus chiltoni	bagrecito	EN-R (solo Región Biobío)	DS 51/2008 MINSEGPRES

Fuente: (Ministerio de Medio Ambiente, 2014b)

iv. Áreas protegidas

El Estado de Chile ha hecho importantes esfuerzos por proteger in situ especies y ecosistemas, principalmente a través de la creación de parques, santuarios, reservas y monumentos naturales (Ministerio del Medio Ambiente División de Recursos Naturales, 2011). La implementación de la regulación ambiental debe ser consecuente con esta prioridad y estar en concordancia con la

preservación de los recursos naturales del país. Esta aseveración define el requisito de incluir las áreas protegidas en el análisis de beneficios al medio acuático.

Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), un área protegida es un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados (Ministerio del Medio Ambiente, 2016b).

A nivel nacional, se definen como porciones de territorio, delimitadas geográficamente y establecidas mediante un acto administrativo de autoridad competente, colocadas bajo protección oficial con la finalidad de asegurar la diversidad biológica, tutelar la preservación de la naturaleza o conservar el patrimonio ambiental (Ministerio del Medio Ambiente División de Recursos Naturales, 2011).

El desarrollo legislativo e institucional de las áreas protegidas ha llevado a la constitución de distintos tipos áreas protegidas. Corresponden a nueve categorías que cumplen de forma sólida con los siguientes criterios: tienen como objeto de conservación la biodiversidad, cuentan con planes de manejo y tienen mecanismos institucionales para su designación y manejo.

Estas nueve categorías se encuentran enumeradas en la tabla siguiente, con su propuesta de homologación a las categorías de protección de UICN.

Tabla 10-3 Áreas Protegidas para la protección de la biodiversidad

Área Protegida / Categoría UICN	Ia	Ib	II	III	IV	V	VI
Parque Marino							
Reserva de Regiones Vírgenes							
Parque Nacional							
Monumento Natural							
Santuario de la Naturaleza							
Reserva Forestal							
Reserva Nacional							
Reserva Marina							
Áreas Marinas Costera de Múltiples Usos							

Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente, 2016b)

Cada una de las categorías tiene arraigada una restricción específica de uso, explotación o preservación, que es asignada por la definición de la modalidad de protección. Tienen diversas restricciones y permisos dependiendo del patrimonio ambiental que se está protegiendo.

La UICN ha establecido 6 categorías de manejo de áreas protegidas, enfocándose principalmente en la gestión y manejo de las áreas (Ministerio del Medio Ambiente División de Recursos Naturales, 2011). Esta clasificación es un buen referente para considerar en el AGIES y se relacionan con las categorías chilenas de acuerdo a la tabla anterior.

Las categorías de manejo de UICN son las siguientes:

Tabla 10-4 Categorías de Gestión se Áreas Protegidas UICN

Categoría I. Protección estricta
Categoría II. Conservación y protección del ecosistema
Categoría III. Protección de los rasgos naturales
Categoría IV: Conservación mediante manejo activo
Categoría V: Conservación de paisajes terrestres y marinos y recreación
Categoría VI: Uso sostenible de los recursos naturales

Fuente: UICN (Rodríguez et al., 2012)

La presencia de áreas protegidas en el sitio de análisis deberá quedar explícitamente identificada y espacializada en el AGIES, considerando cómo los cambios en la calidad de las aguas afectarán (positivamente o negativa) los objetivos del área protegida.

10.1.2. Cuantificación de beneficios sobre las especies y ecosistemas

Una vez definidos los impactos a los ecosistemas y a las especies, la evaluación debe realizar una cuantificación de éstos. A continuación se presentan tres metodologías que se pueden utilizar para cuantificar: análisis de riesgo ecológico, análisis de mezcla de parámetro y otros como Bioindicadores y el Índice de Calidad de Aguas (ICAS) (Cifuentes, 2008).

a) Análisis de riesgo ecológico

La evaluación del riesgo ecológico (ERE) es la determinación de la probabilidad de que las actividades humanas provoquen efectos indeseables en el componente ecológico, es decir, sólo

animales, plantas y el ambiente (Medina & Encina-Montoya, 2003). Como tal, se puede definir como el proceso de caracterización y estimación de la probabilidad de que hayan ocurrido, estén ocurriendo o vayan a ocurrir efectos adversos en sistemas ecológicos debido a actividades humanas (Medina & Encina-Montoya, 2003).

El riesgo ecológico se evalúa a partir de la relación entre la exposición y los efectos, de manera muy similar a lo que se hace en la evaluación de riesgo para la salud humana. Los efectos se estiman a partir de datos encontrados en la literatura, de información generada en el laboratorio u obtenidas en el terreno. Mientras que para la exposición se calculan las cantidades de compuesto tóxicos que se liberan al ambiente usando modelos para estimar su destino y concentración en los diferentes compartimentos ambientales (Ministerio de Medio Ambiente, 2013).

Las etapas en la aplicación de ERE, los objetivos y el resultado de cada una se presentan en la tabla siguiente. Se definen 4 etapas y sus resultados son sucesivos, por lo que se deben completar paso a paso:

Tabla 10-5 Etapas y pasos en ERE

Pasos	Objetivo	Resultado
Identificación del peligro	Formular el problema.	Se identifican las características de la sustancia y sus potenciales efectos; los componentes del ecosistema expuesto y lo que se debe proteger.
Evaluación del efecto	Determinar la concentración sin efecto ecológico (CSE).	Se conoce la relación entre el nivel de exposición y la naturaleza, severidad y la naturaleza, severidad y duración de los efectos del contaminante.
Evaluación de la exposición	Determinar la concentración ambiental esperada (CAE).	Se obtiene un modelo del destino del contaminante y su grado de contacto con el sistema ecológico afectado.
Caracterización del riesgo	Integrar los tres pasos anteriores y calcular el riesgo implicado.	Se conoce la probabilidad de que los efectos ocurran por la presencia actual o futura del contaminante.

Fuente: Medina y Encina-Montoya, 2003.

El riesgo ecológico se determina en términos de la razón entre la concentración ambiental esperada (CAE) y la concentración sin efecto ecológico (CSE). Este método, también denominado cociente de peligrosidad (CP), compara la concentración ambiental del agente contaminante con una concentración cuyo efecto es conocido, a través de su cociente (CAE/CSE). Normalmente en esta metodología se aplica el escenario más desfavorable, por lo tanto, la CAE será la concentración más alta medida o estimada en el lugar de estudio. La CSE por su parte, se basará

en un nivel de efecto producido en la especie más sensible o aquella de mayor relevancia ecológica local (Medina & Encina-Montoya, 2003).

Es común que el cociente de peligrosidad incorpore de alguna forma un Factor de Incertidumbre (FI), con el que se espera cuantificar en el valor de riesgo la incertidumbre involucrada en el proceso de evaluación. Las principales fuentes de incertidumbre son originadas por el error en las mediciones, por errores en la manipulación de la información, por la estocasticidad y variabilidad natural del sistema, y por las suposiciones que se deben adoptar frente a la falta de información en cada una de las etapas de la evaluación. Los FI son constantes y se aplican según el nivel de incertidumbre que se tenga en la variable estudiada. Por ejemplo, un factor de 10 será aplicado si se conoce la concentración más alta de un agente contaminante que no produce efecto en un grupo de organismos que incluya al menos tres niveles tróficos; un factor de 100 será aplicado si se conoce la relación concentración-respuesta para una sola especie; y un factor de 1.000 será aplicado si sólo se conoce las concentraciones letales. Una vez aplicados los FI, se considera que existe riesgo si el valor del cociente es mayor que 1 ($CAE > CSE$). Por el contrario, si el valor del cociente es menor que 1 ($CAE < CSE$) se considera que la presencia del agente contaminante en el lugar estudiado a las concentraciones esperadas, no representa un riesgo para el ecosistema.

Como el concepto de riesgo debiera incluir siempre algún elemento de probabilidad, el cociente de peligrosidad (CP) es sesgado ya que considera sólo un nivel de efecto y asume que las condiciones ambientales de exposición existirán en cada ocasión y en cada lugar en que se presenta el problema. Por ello, el concepto de CP sólo debería utilizarse para evaluaciones de riesgo preliminares. En ERE más elaboradas, el riesgo es incluido en la evaluación utilizando el método probabilístico. En éste, la incertidumbre es cuantificada considerando los supuestos hechos en la estimación y en la combinación de los parámetros involucrados. A diferencia del método del cociente, el método probabilístico combina estocásticamente la distribución de posibles CAE con la distribución de los posibles efectos (CSE), generando distintos valores del cociente de riesgo (CP). Estas distribuciones son determinadas mediante modelos que integran algorítmicamente las distintas variables que intervienen en el nivel de exposición y en el efecto de un agente contaminante. Mediante la aplicación de este método, nuevos datos pueden ser constantemente incluidos o revisados, haciendo más confiables los criterios de decisión. La

desventaja de su utilización radica en la mayor información que debe ser recopilada y en que no es un método aplicable a sustancias con un alto potencial de concentración en los organismos o bioacumulación.

CASOS

1.- Un ejemplo de aplicación es el realizado por el MMA en el AGIES de la NSCA de Biobío. Se generó una tabla de clases de calidad la cual clasifica en 5 niveles las concentraciones de los parámetros normados, donde la clase 1 corresponde a mejores condiciones y la clase 5 a las más desfavorables. La clase 1 corresponde sobre un 80% de protección de las especies; clase 2 mayor a 70% hasta 80%; clase 3 entre 60% y 70%; clase 4 sobre 50% hasta 60%, y finalmente clase 5, con un 50% de protección o menos. Los niveles de protección fueron elaborados a partir de riesgo ecológico, con estudios hechos en la cuenca y extrapolaciones de sitios equivalentes.

Con estos antecedentes, es posible elaborar un análisis cuantitativo entre el escenario actual y el propuesto por la norma, relacionado con el beneficio de protección a los ecosistemas. Destaca el cambio de clases de la situación base y con proyecto: en la situación base existían las clases más desfavorables de protección (C4 y C5), las que fueron reemplazadas en el caso con proyecto, por la clase 3.

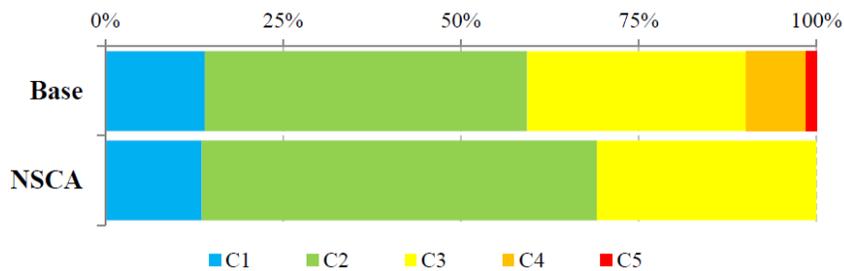


Figura 10-2 Cambio de clases de calidad, situación base y con NSCA BioBío

Fuente: (Ministerio de Medio Ambiente, 2014b)

La clase de mayor protección (C1) se mantuvo sin variación, y mientras que C2 y C3 crecieron por sobre C4 y C5. Es decir, en el caso con proyecto no habría clases con menor protección a las especies y ecosistemas. Se concluye que la norma asegura una protección mayor, contribuyendo a la provisión de servicios ecosistémicos de la cuenca.

b) Análisis de mezcla de parámetro

Los organismos y los ecosistemas están siempre expuestos a la contaminación de diversos productos químicos y múltiples agentes peligrosos, que pueden presentarse en forma de mezclas de contaminantes. Pueden ocurrir derrames, filtraciones o salidas no controladas de residuos directamente al medio acuático.

A menudo las mezclas de contaminantes son tratadas como agentes únicos para fines regulatorios como el petróleo crudo, los bifenilos policlorados (PCB) y algunas formulaciones de plaguicidas, que son en realidad mezclas químicas (Suter, 2007).

El análisis de mezclas químicas y los efectos que pueden causar sobre la biodiversidad, requiere una estimación de los riesgos que las mezclas pueden significar al ecosistema evaluado. Las metodologías para realizar la estimación se pueden dividir en: a) aquellos que utilizan los resultados de pruebas de mezcla de todos los elementos y b) los que utilizan la prueba de los componentes químicos. La elección depende principalmente de tres consideraciones:

- **Disponibilidad de datos de efectos:** requieren que los componentes hayan sido probados de manera consistente y apropiada o que los recursos estén disponibles para realizar las pruebas necesarias.
- **Complejidad de la mezcla:** En general los modelos de estimación de efectos de las mezclas son factibles sólo para mezclas simples. Si una mezcla contiene muchos productos químicos, no sólo es poco probable que los datos de toxicidad adecuados estén disponibles para cada uno, sino también es difícil de defender suposiciones acerca de sus efectos combinados.
- **Disponibilidad de los datos de exposición:** requieren que las exposiciones se definan en términos de dilución en un ambiente medio de una mezcla con una composición suficientemente consistente. Requieren una caracterización de la composición química de la mezcla a la que están expuestos los organismos, derivado de un análisis de los medios contaminados o mediante el modelado de transporte-destino de un contaminado que se ha caracterizado químicamente. La modelación es complicada por los efectos de la mezcla en el transporte y destino de los constituyentes. La Figura 10-3 muestra los diferentes métodos de evaluación de mezclas químicas.

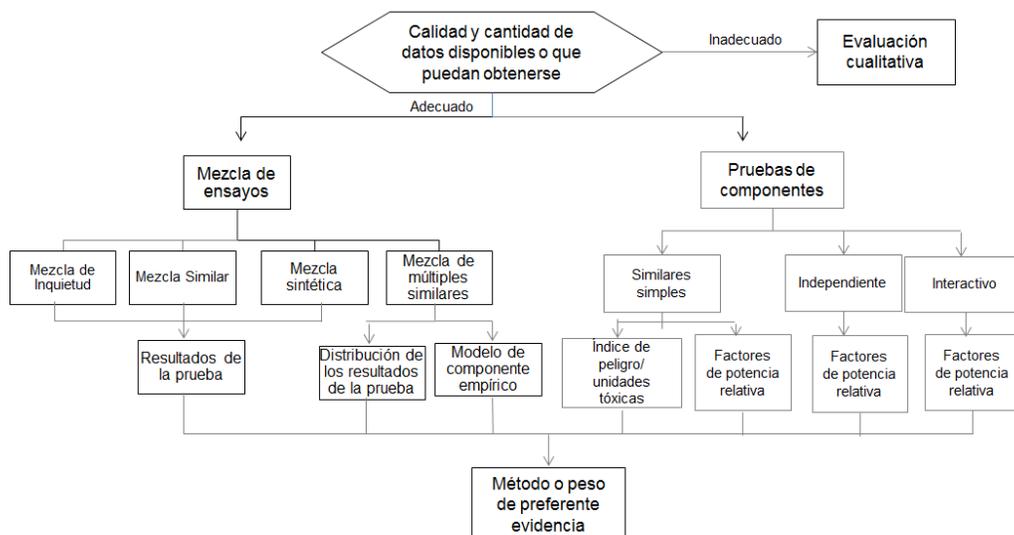


Figura 10-3 Diferentes métodos de mezcla química
Fuente: Ecological Risk Assessment, Second Edition

c) Bioindicadores

La presencia de un contaminante en el ambiente y sus efectos ecológicos también puede ser cuantificada mediante el uso de biomarcadores o marcadores biológicos. Estos corresponden a la medición de respuestas moleculares, bioquímicas y fisiológicas que producen la presencia de un agente contaminante en un organismo determinado. El material biológico utilizado como biomarcador incluye ácidos nucleicos y proteínas (enzimas), organelos, células, tejidos y órganos. Estos análisis pueden desarrollarse en el laboratorio, exponiendo una especie para la cual las reacciones a medir ya están establecidas; o pueden efectuarse en terreno, mediante la mantención de estos organismos en el cuerpo de agua que se desea evaluar (Medina & Encina-Montoya, 2003).

d) Índice de Calidad de Aguas

Una vez que se han identificado las especies y ecosistemas presentes en el área de evaluación y los parámetros de la regulación que los afectarán, es posible determinar la calidad del agua asociada a cada uno de los receptores identificados, en términos de clases de calidad.

La asignación de clases debe ser realizada a nivel de tramos, para lo cual se plantea aplicar un Índice de Calidad de Agua Superficial (ICAS) (Cifuentes, 2008). Para hacerlo, se propone considerar los parámetros (concentraciones) con dos niveles de importancia:

- Parámetros Obligatorios: oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos.
- Parámetros Relevantes: todos los demás parámetros que no tienen calidad de excepción (calidad 0, de acuerdo a la Guía CONAMA (Conama, 2004)).

Los valores que puede tomar ICAS tienen un rango desde 25 a 100. La tabla siguiente muestra la relación entre los valores del ICAS y la calidad de agua a nivel cualitativo (IDEPE, 2003).

Tabla 10-6 Rangos de Calidad ICAS

Rango ICAS	Calidad
90-100	Excelente-Muy Buena
70-90	Buena
50-70	Regular
25-50	Mala

Fuente: CADEPE-IDEPE, 2003

Utilizando las clases de calidad de agua de la Guía CONAMA y los valores que puede tomar ICAS, se puede realizar una estandarización que permite apreciar las equivalencias entre ambos indicadores (IDEPE, 2003). Esta relación se muestra en la siguiente tabla:

Tabla 10-7 Estandarización de clases

Clase Guía CONAMA	Qi
Clase 0	100
Clase 1	90
Clase 2	70
Clase 3	50
Clase 4	25

Fuente: CADEPE-IDEPE, 2003

Con estos antecedentes, el ICAS se calcula de la siguiente manera:

$$ICAS = \sum_{i=1}^n w_i * Q_i$$

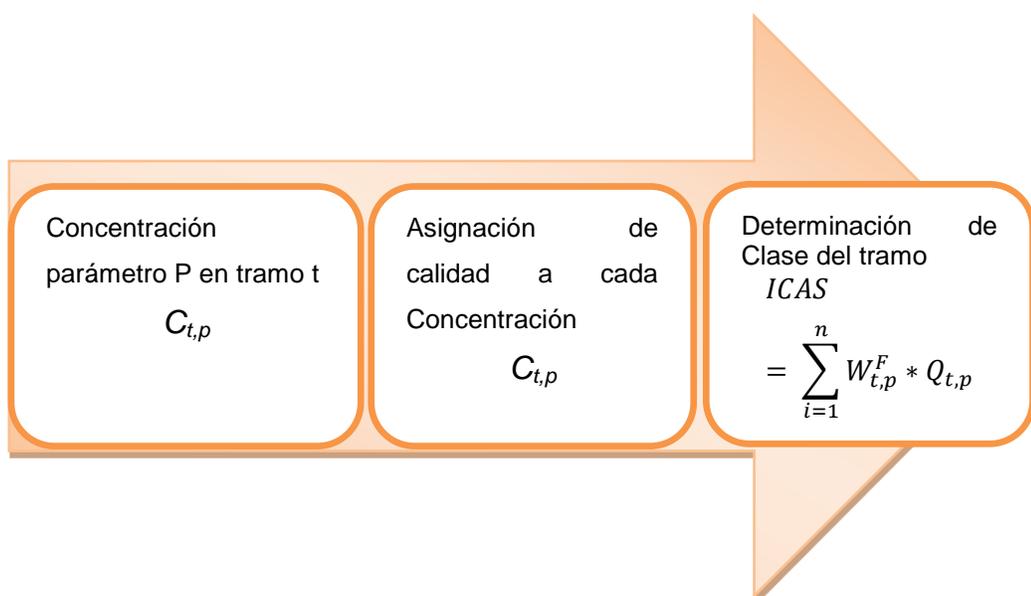
Dónde:

w_i = ponderadores, asignados de acuerdo a los siguientes criterios:

Parámetros obligatorios: tienen un peso total del 70%, y se reparten equitativamente entre los 6 parámetros. Cada parámetro obligatorio tendrá una ponderación de 11,67%.

Parámetros relevantes: tienen un peso total del 30%, el que se reparte equitativamente entre todos aquellos parámetros que no tengan clase de excepción.

En la siguiente figura, se presenta de manera esquemática este procedimiento de asignación de clases:



Dónde,

c : concentración

$ICAS$: Índice de Calidad de Aguas

Q : calidad de agua estandarizada

t : tramo

p : parámetro

r : receptor

Para aplicar el índice, es necesario contar con las concentraciones para todos los tramos. Después se asigna la calidad de agua utilizando la guía CONAMA, primero para determinar la clase de calidad de agua, y luego la Tabla de Estandarización para determinar la calidad de agua en una escala de 25 a 100, para todos los parámetros de cada tramo. Posteriormente, a cada receptor se

le asigna el ICAS, considerando sólo los parámetros relevantes que podrían estar asociados a este receptor, para lo cual se presenta la siguiente matriz:

Tabla 10-8 Matriz Parámetro - Receptor

Parámetro/Receptor	Acuicultura y pesca comercial	Agricultura	Ganadería	Industria	Pesca Artesanal	Deportes Acuáticos	Recreación Informal	Imagen País	Pesca Deportiva	Salud ecosistémica y biodiversidad	Patrimonio cultural y antropológico	Turismo
Aceites y Grasas	x	x	x		x	x	x		x	x		
Aluminio	x	x			x				x	x		
Arsénico	x	x	x		x	x			x	x		
Boro	x	x	x		x				x	x		
Cadmio	x				x				x	x		
Cloro	x	x	x		x				x	x		
Cianuro	x				x	x			x	x		
Coliformes Fecales	x	x	x		x	x			x	x		x
Coliformes Totales	x	x	x		x	x			x	x		x
Conductividad	x	x	x		x				x	x		
Cromo	x				x	x			x	x		
Cobre	x				x	x			x	x		
DBO5	x				x	x	x		x	x		x
Hierro	x			x						x		
Mercurio	x	x	x		x	x			x	x		
Manganeso	x				x					x		
Molibdeno	x									x		
Níquel	x				x				x	x		
Amonio	x	x				x	x		x	x		x
Nitrito	x	x				x	x		x	x		x
Oxígeno Disuelto	x				x	x	x		x	x		x
Plomo	x	x	x		x	x			x	x		
pH	x	x	x		x	x			x	x		
Fósforo Total	x	x					x		x	x		x
RAS		x								x		
Sulfuro			x							x		
Sólidos Disueltos			x			x	x		x	x		x
Selenio	x		x		x				x	x		
Sulfato	x				x				x	x		
Sólidos Suspendidos	x					x	x		x			x
Temperatura	x				x				x	x		
Zinc	x	x	x		x	x			x	x		

Fuente: Cifuentes, 2008

Se debe realizar para el caso base, y el caso con proyecto, siendo la variación en la calidad representada por la variación de ICAS para cada tramo y receptor.

10.2. Beneficios para el medio humano social y económico

Los beneficios para el medio humano social y económico serán analizados a partir del concepto de servicios ecosistémicos. Los alcances del análisis, más las herramientas para lograrlo, se presentan a continuación.

10.2.1. Identificación y espacialización

Los distintos componentes físicos, químicos y biológicos de los ecosistemas, se relacionan a través de dinámicas, procesos y funciones que en su conjunto generan un beneficio para el ser humano, ya sea de alimentación, recreación o relacionados con las actividades económicas.

Este concepto de beneficios o bienestar se define como Servicios Ecosistémicos (SS.EE.), concepto que implica por definición, una “contribución directa o indirecta de los ecosistemas al bienestar humano” (Ministerio del Medio Ambiente, 2015). Aquellos SS.EE. de contribución directa son llamados servicios finales, mientras que los de distribución indirecta son clasificados como servicios intermedios. Los servicios finales son los únicos percibidos por la sociedad. Ejemplo de lo anterior es considerar el servicio de provisión de alimentos, el que requiere de servicios intermedios de soporte como la polinización o la fotosíntesis.

En la Figura 10-4 se representa la Cascada de los Servicios Ecosistémicos (CSE), que conecta lógicamente y sucintamente las estructuras y procesos ecosistémicos con los elementos que afectan el bienestar humano a través de una especie de cadena de producción (Ministerio del Medio Ambiente, 2015).

La CSE demuestra que se requiere de estructuras funcionales ecosistémicas para la generación de servicios ecosistémicos y de los consiguientes beneficios asociados a ellos. En otras palabras, la CSE revela que para obtener un flujo continuo de SS. EE. se requiere proteger y conservar los ecosistemas y la biodiversidad.

Los servicios ecosistémicos que presentan los ecosistemas acuáticos, permiten la realización de actividades económicas, recreativas, productivas y para consumo humano. Su calidad es fundamental para la salud tanto de los ecosistemas como de las poblaciones humanas. Al alterar la calidad del agua, cambian las dinámicas ecosistémicas que generan el servicio.

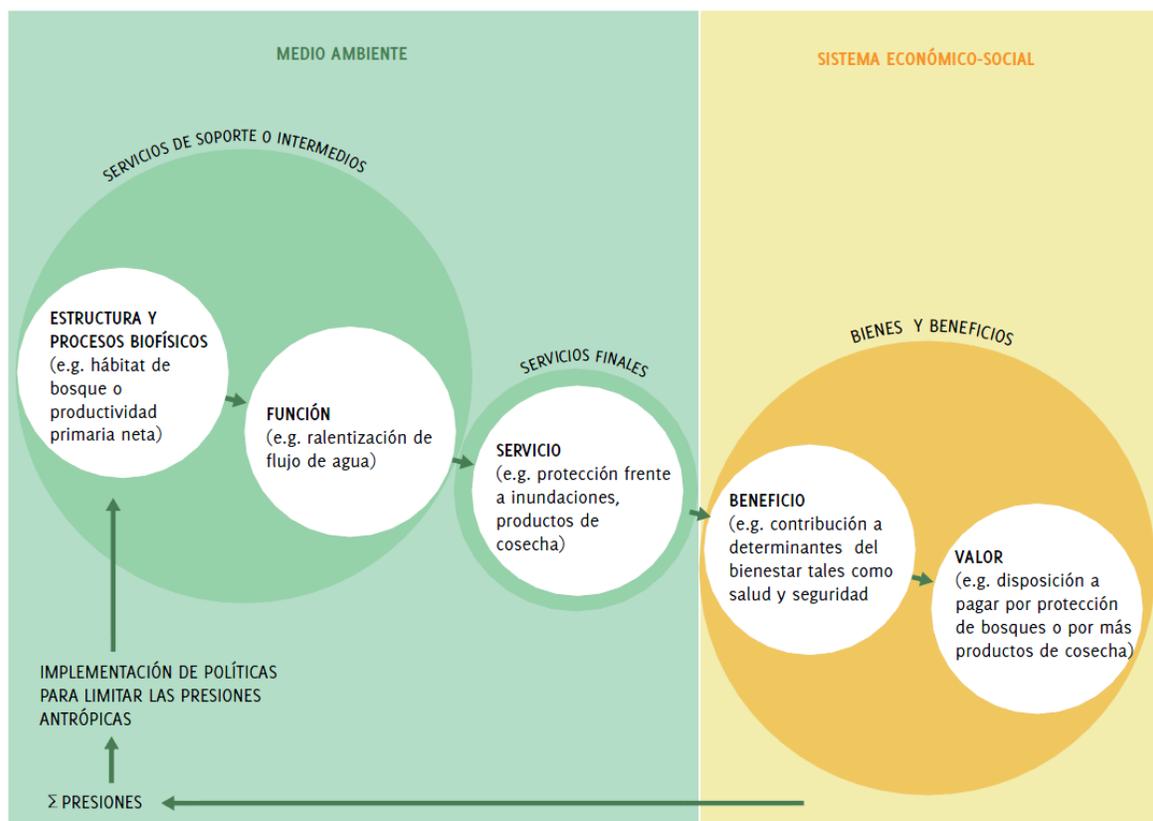


Figura 10-4 Cascada de los Servicios Ecosistémicos
 Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente, 2015)

La calidad del agua es controlada por las interacciones físicas, químicas y biológicas que se dan en los ecosistemas acuáticos y terrestres. Las actividades humanas modifican la calidad por la manipulación de los ecosistemas y por la contaminación del aire, agua o suelo (Rodrigo, 2013).

La capacidad de los ecosistemas para depurar la carga de contaminantes es limitada y puede verse sobrepasada por los múltiples efectos de las actividades humanas sobre los ecosistemas (Balvanera & Cotler, 2009). Esta carga de contaminantes genera modificaciones, que repercuten

en la ganancia de bienestar que el ser humano obtiene de ellos. Dependiendo del bienestar provisto, el impacto será mayor o menor, de acuerdo a la valoración del servicio.

A partir de la siguiente figura es posible analizar por ejemplo, que el servicio de *Abastecimiento* está fuertemente relacionado con *Bienes Materiales Básicos* como *Sustento Adecuado* y *Acceso a Bienes*. Una variación en este servicio implicará una modificación directa en los bienes materiales básicos.

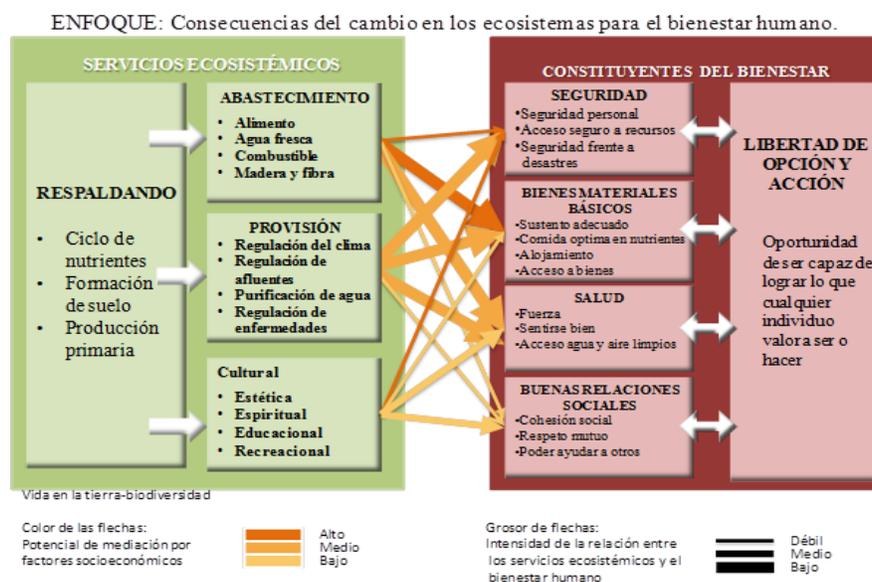


Figura 10-5 Relaciones entre los Servicios Ecosistémicos y Bienestar Humano
Fuente: MEA (2005)

Realizar el análisis de beneficios al medio humano económico y social en términos de servicios ecosistémicos, permite identificar, cuantificar y valorizar la estimación del ser humano ante una ganancia o pérdida de la calidad del agua. De esta forma la relevancia de preservar la calidad ambiental, tendrá una medida directa a través de la valorización humana. El primer paso es identificar los SS.EE. presentes en el área de estudio.

La EPA de EE.UU. define 3 clases ambientales de SS.EE: Acuáticos, Terrestres y Atmosféricos. A partir de éstas, define 6 subclases exclusivas para el medio acuático: Ríos y Quebradas, Humedales, Lagos, Estuarios y Zonas Marinas, Océanos Abiertos y Marinos, y Aguas Subterráneas (Landers & Nahlik, 2013).

El MMA utiliza la clasificación de CICES (Ministerio del Medio Ambiente, 2015) que divide los SS.EE finales en 3 secciones (Provisión; Regulación y Mantenimiento; y Cultural), 8 divisiones y 17 grupos, los que se presentan en la tabla siguiente (Ver Tabla 10-9).

Tabla 10-9 Clasificación de los Servicios Ecosistémicos (SS.EE.) finales

Sección	División	Grupo
Provisión	Nutrición	Biomasa
		Agua
	Materiales	Biomasa, fibra
		Agua
	Energía	Fuentes de Energía de Biomasa Energía Mecánica
	Mantenimiento y Regulación	Mediación de residuos, sustancias tóxicas y otras molestias
Mediación vía ecosistemas		
Mediación de flujos		Flujos de Masa
		Flujos Líquidos
		Flujos gaseosos/aire
Mantenimiento de las condiciones físicas, químicas, biológicas		Mantenimiento de ciclo de vida, hábitat y protección de material genético
		Control de plagas y enfermedades
		Composición y formación del suelo
		Condiciones del agua
		Regulación del clima y la composición atmosférica
Cultural	Interacciones físicas e intelectuales con los ecosistemas y paisajes terrestres/marinos [configuración ambiental]	Interacciones físicas y experienciales
		Interacciones intelectuales y de representación
	Interacciones de tipo espiritual, simbólica y otras con los ecosistemas y paisajes terrestres/marinos [configuración ambiental]	Espiritual o emblemáticos
		Otros productos culturales

Fuente: MMA, 2014

Para identificar y espacializar los SS.EE. existentes, se tiene que contestar la pregunta ¿Cuáles son y dónde están los servicios ecosistémicos relacionados al medio acuático presentes en el área de estudio?

Esta pregunta puede ser contestada mediante la consulta de documentos realizando una revisión de aquellos que están presentes en la cuenca o en el sitio normado, o a través de metodologías de participación ciudadana, mediante talleres de participación con actores claves, expertos y líderes de las comunidades del sitio o cuenca.

Para espacializar el servicio mediante cartografía o en imágenes de satélites, se identificarán los cuerpos o cursos de agua y una ubicación aproximada del SS.EE. que proveen. Esta espacialización puede asociarse y derivarse a partir de los diferentes usos productivos del territorio, y éstos a su vez, a los distintos parámetros normados. Se deberá tener en cuenta que algunos servicios no se restringen al cuerpo de agua, por ejemplo, la recreación y el ecoturismo. En los lagos estos son servicios que se suelen generar fuera de los límites del espejo de agua.

CASOS

1. En el AGIES de la NSCA de Biobío fueron identificados 13 servicios ecosistémicos, a partir de talleres regionales y bibliografía especializada. De éstos, 4 corresponden a SS.EE de provisión, 2 de regulación, 5 culturales y 2 de soporte. Estos se presentan en la Tabla siguiente:

Tabla 10-10 SS.EE. identificados en la cuenca del río Biobío

Provisión	Regulación	Culturales	Soporte
Alimentos	Regulación de agua	Estética	Acervo genético
Agua	Tratamiento de residuos	Recreacional	Hábitat
Material genético		Patrimonio cultural e identidad	
Especies o recursos ornamentales		Inspiración espiritual y religiosa	
		Educación y ciencia	

Fuente: AGIES Biobío MMA, 2014

2. Otros ejemplos de SS.EE provistos por el medio acuático, se señalan en la siguiente tabla. Se especifica la función ecosistémica que origina el servicio.

Tabla 10-11 SS.EE. provistos por el medio acuático

Categorías	Función ecosistémica	Ejemplo de SS.EE
Provisión	Producción de alimentos	Pescados, algas
	Provisión de agua	Agua potable, agua para riego, insumo industrial, salud humana
Regulación	Regulación climática	Protección y mitigación contra inundaciones y sequía
	Regulación de disturbios ambientales	Capacidad de los ecosistemas a responder ante fluctuaciones ambientales
	Regulación de los ciclos hidrológicos	Almacenamiento, circulación y descarga a cuerpos de agua
	Control biológico	Regulación de la dinámica trófica
	Hábitat	Provisión de una diversidad de hábitat para movimiento y reproducción de especies residentes y migratorias
Cultural	Recreación	Variedad de paisajes con oportunidades para el desarrollo de actividades recreacionales; variedad de paisajes con oportunidades para el desarrollo ecoturismo y realización de deportes.
	Calidad escénica	Oportunidad para la satisfacción del espíritu a través de los atributos del paisaje
	Inspiración cultural y artística	Fuente de información de los primeros pueblos indígenas; variedad de lugares con valor cultural y artístico
	Inspiración espiritual e histórica	Legado para futuras generaciones
	Ciencia y Educación	Oportunidad para realizar estudios científicos.

Fuente: (Rodrigo, 2013)

10.2.2. Cuantificación

La cuantificación de beneficios en SS.EE. del medio hídrico requiere conocer los procesos físicos y biológicos subyacentes que hacen posible la generación de tales servicios (Rodrigo, 2013). Es necesario caracterizar y cuantificar las relaciones entre los ecosistemas y la provisión de servicios e identificar las vías por las cuales impactan al ser humano. Se debe conocer el papel que juegan las características de los ecosistemas en su capacidad de brindar servicios, profundizando en la comprensión de la complejidad de los sistemas ecológicos, de los sistemas sociales y de su interacción (Balvanera & Cotler, 2009).

La intervención producida por la normativa implementada, implica cambios en la magnitud y sentido de los niveles de provisión de SS.EE. Además, hay servicios conectados a otros, por lo que

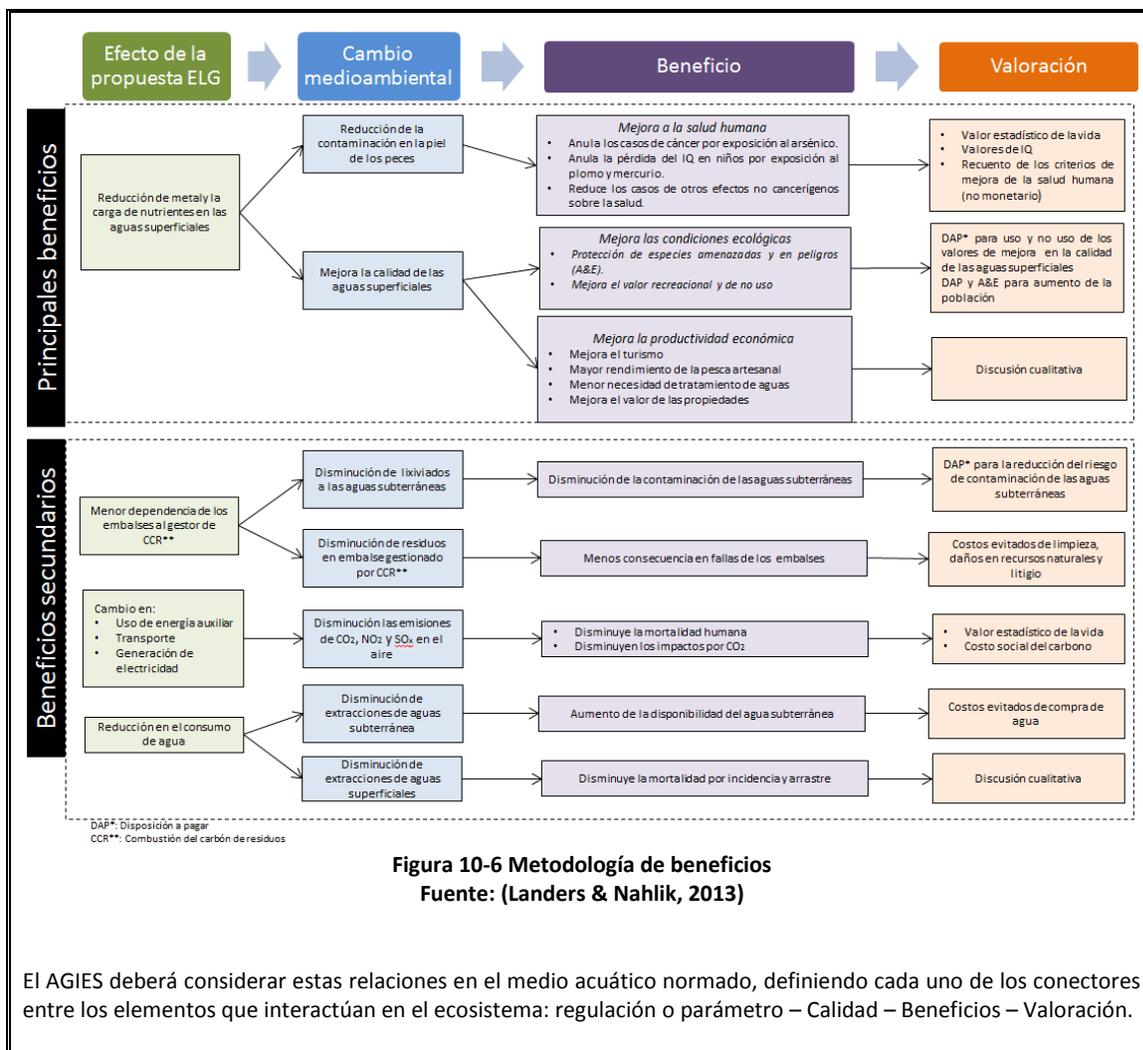
al maximizar algunos servicios, se afecta de forma negativa a otros, lo que puede suceder en distintas escalas espaciales y temporales (Balvanera & Cotler, 2009). Las intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, ya sea al reemplazar la vegetación o al modificar el régimen hídrico, alteran la capacidad de los mismos para proveer servicios. Entonces aparecen compromisos o sinergias entre servicios con los distintos usos del suelo y actividades económicas, por lo que se debe tener precaución para evitar la doble contabilidad de los servicios.

Cuantificar el impacto de las mejoras de calidad de aguas en la provisión de SS.EE. implicaría la generación de un indicador que evalúe cuánto mejora el servicio, en relación a la menor concentración de contaminantes, estableciendo (idealmente) cuál es el set de parámetros que presionan al sistema hídrico proveedor del servicio.

La construcción de un indicador de este tipo requiere conocer detalladamente las magnitudes de las relaciones parámetro – receptor, más que decir si hay o no una vinculación positiva o negativa. Es importante destacar que aún no se han realizado estudios que permitan este nivel de evaluación.

CASOS

1.- Un estudio desarrollado por Landers & Nahlik 2013 para U.S. EPA (2013), aborda la evaluación de una regulación de efluentes al medio hídrico. Se definen beneficios principales y secundarios asociado a la propuesta normativa, y al cambio ambiental que se pretende lograr. Los beneficios son definidos a partir del cambio en la regulación. Por ejemplo, la mejora en la calidad de las aguas superficiales tiene el efecto de protección a las especies amenazadas, y mejora el valor recreacional y de no uso. Posteriormente, los beneficios son valorados económicamente mediante la metodología Disposición a Pagar (DAP), por el bien o beneficio recibido (se explica más adelante).



A continuación, y como un método aproximado de análisis, se explica la metodología del Indicador de Pobreza Hídrica. Esta metodología requiere incluir elementos propios de los servicios ecosistémicos del medio hídrico.

a) Indicador de pobreza hídrica (IPH)

El IPH permite analizar el estado del recurso hídrico y su relación con las actividades del medio económico y social realizadas a partir del recurso. En su estructura atiende a diversos aspectos que son de vital importancia en el desarrollo del sector hídrico, y que apuntan a factores que en su conjunto generan una visión global del estado del recurso en una localidad.

Este indicador es una herramienta de gestión interdisciplinaria que busca vinculaciones existentes entre el nivel socioeconómico de las comunidades con la gestión del recurso hídrico, y genera información que permite desarrollar políticas dirigidas hacia el desarrollo sustentable de las comunidades.

Para incluirlo en la evaluación, se requiere definir 5 componentes principales para el área de estudio:

- a) Recursos (*R*): definir disponibilidad de agua superficial y subterránea, considerando variabilidad, calidad y cantidad.
- b) Acceso (*A*): establecer grado de acceso al agua para consumo humano, incluyendo la distancia a una fuente segura de agua. Considerar agua para consumo humano, para riego y otros usos.
- c) Capacidad (*C*): analizar la eficiencia para el manejo del agua disponible, en sentido administrativo y económico. Considerar calidad del servicio, nivel de educación y estado de salud asociado al uso del recurso.
- d) Uso (*U*): definir usos del agua (doméstico, agrícola e industrial).
- e) Ambiente (*E*): evaluar integridad ambiental en términos de productividad, degradación y ecosistemas.

Luego de definir los componentes principales, se requiere desagregarlos en subcomponentes, que van a depender de cada sitio o cuenca analizada. Su definición debe ser consensuada con especialistas locales de información, en función de tener una visión global de las necesidades del territorio a estudiar.

El IPH se calcula con la combinación de los 5 componentes principales en una ecuación matemática, asignando un peso a los componentes. Cada componente debe combinar sus subcomponentes definidos para obtener cada valor.

Se expresa de la siguiente manera (Sullivan, 2002):

$$IPH = \frac{\sum_{i=1}^N w_i X_i}{\sum_{i=1}^N w_i}$$

Dónde:

IPH=Índice de pobreza hídrica por sitio o cuenca en particular

X_i = componente i del IPH en el sitio o cuenca

w_i = peso aplicado a cada componente

Para los componentes mencionados anteriormente, la ecuación se expresa de la siguiente manera:

$$IPH = \frac{wrR + waA + wcC + wuU + weE}{wr + wa + wc + wu + we}$$

Para hacer el cálculo final, se debe estandarizar el valor de cada componente, con un valor adimensional entre 0 y 100, logrando un valor final de IPH en el mismo rango, dónde 0 representa la peor situación hídrica.

CASO

En el estudio de pobreza hídrica aplicada al río Limarí (Fuster, León, Vargas, & Parga, 2002), se muestra el uso del IPH aplicado a la cuenca. Los resultados del cálculo, y las variables consideradas en la cuenca se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 10-12 Resultados del IPH (WPI) cuenca río Limarí

Comuna/Provincia	Recursos	Acceso	Capacidad	Uso	Ambiente	WPI
Limarí	64,2	62,8	72	71,2	47,9	64,1
Ovalle	55,4	69,4	66,6	68,8	39,2	60
Monte Patria	66,6	52	70,6	60,1		62,9
Combarbalá	63,6	57,2	61,3	76,5	48	61,7
Río Hurtado	80,4	42,7	68,9	63,7	35	61,9
Punitaqui		43,9	53,1	69,1		54,5

Fuente: Word Development, 2002 (Fuster et al., 2002).

Se observa que las comunas con menores índices (Punitaqui y Ovalle) corresponden a la parte baja de la cuenca, mientras que las comunas de la parte alta de la cuenca presentan mayores índices (Monte Patria, Río Hurtado y Combarbalá). Esto influenciado principalmente por la variable ambiente en el caso de Ovalle y de acceso en Punitaqui.

La aplicación del Índice de Pobreza Hídrica en la zona permitió visualizar las deficiencias en el desarrollo de la provincia y sus comunas de forma efectiva.

10.2.3. Antecedentes de valoración económica

Como se ha mencionado anteriormente, la valorización económica de servicios ecosistémicos puede ser compleja debido a la dificultad de estimar el beneficio que el ser humano obtiene de ellos. Sin embargo, se han desarrollado una serie de herramientas que permitirían obtener una estimación.

Desde el punto de vista de la economía ambiental, existen metodologías que intentan asignar un valor a los bienes y servicios ambientales, en la forma en que lo haría un mercado hipotético.

Esta valoración económica del medio ambiente ayuda a integrar dentro de los procesos de toma de decisiones el valor de los servicios ambientales de los ecosistemas (Sartori & Al, 2014). Tomar la decisión de proteger el medio ambiente y evaluar los requisitos y condiciones para que esta protección se cumpla necesariamente nos lleva a este ejercicio de valoración de los beneficios que queremos mantener, privilegiar u obtener.

La valoración que las personas puedan hacer de un bien o un servicio ambiental dependerá de múltiples variables, como el aprovechamiento que se haga del bien o servicio, la identidad cultural en relación con un ecosistema, la conciencia de que otros tienen derechos ambientales, o la preocupación por las generaciones futuras, entre otros aspectos. La estimación de esta relación se realiza en términos de Valor Económico Total.

El valor económico total

El valor económico total (VET) es la suma del valor de uso y del valor de no uso (Cristeche & Penna, 2008) de los servicios ecosistémicos provistos por el medio acuático (Ver Figura 10-7). El valor de uso es el tipo de valor que se atribuye a un bien del que se dispone, que es utilizado por el ser humano con fines de consumo y/o producción, con el fin de obtener mayor bienestar.

Existen tres grandes opciones de uso: desarrollo o explotación; preservación, como mantenimiento del estado natural; y conservación, entendida como explotación limitada del recurso hídrico (Leal, 2010). De acuerdo a la figura siguiente, el valor de uso está compuesto por el Uso Directo, el Uso Indirecto y el Valor de Opción. Se definen a continuación:

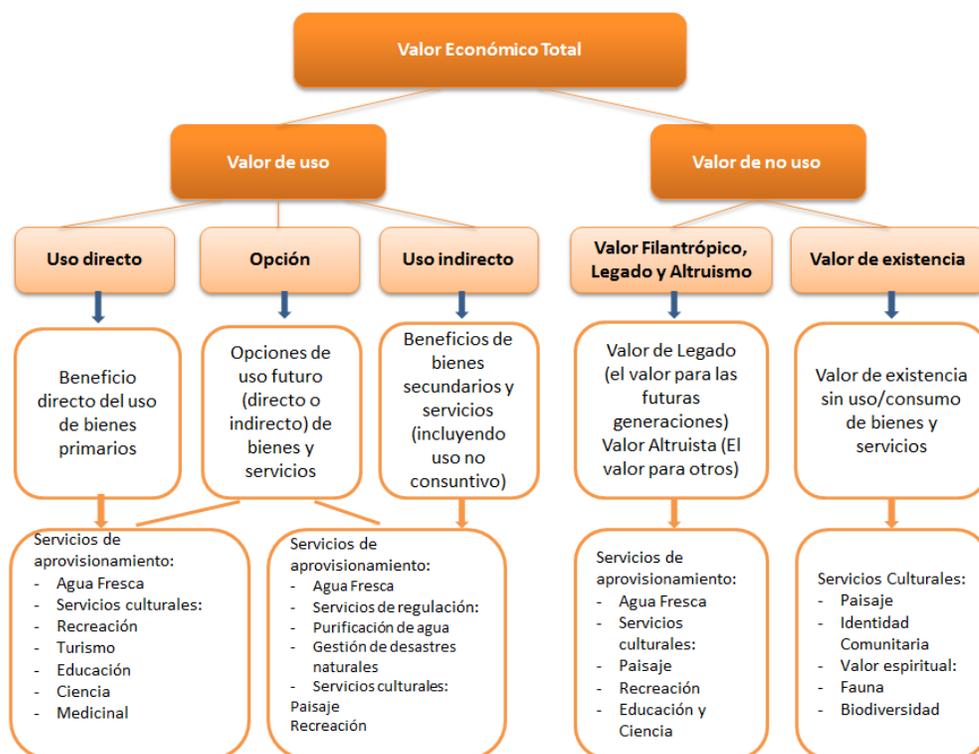


Figura 10-7 Valor Económico Total y Servicios Ecosistémicos
Fuente: Adaptado de EU (2014) (Sartori & AI, 2014)

- **Valor de uso directo:** bienes y/o servicios del ecosistema que son utilizados directamente por el ser humano para su bienestar; por ejemplo, la pesca.
- **Valor de uso indirecto:** servicios del ecosistema que se consideran requisitos o insumos intermedios para la producción de bienes finales; por ejemplo, la lluvia.
- **Valor de Opción:** la oportunidad de utilizar en el futuro los bienes y servicios de los ecosistemas. Si son utilizados en el presente es valor de opción, si son reservados para las generaciones futuras es valor de legado.

El valor de no uso es aquel que tiene un bien ambiental del que se dispone, pero que no es consumido o utilizado para la producción. También es conocido como Valor de Existencia (asociado a la biodiversidad, estética, identidad cultural), Valor de Conservación o Valor de Uso

Pasivo. También se habla de valores filantrópicos, un servicio para las generaciones futuras, y altruistas, el valor está dado porque otras personas le asignan valor (Sartori & Al, 2014).

a) La medición del valor

El **valor de uso directo** se refiere al valor social que obtienen las personas por usar un servicio ambiental. Puede medirse a través de los métodos de preferencias reveladas (método de los costos evitados o inducidos, el método de los precios hedónicos, costo de viaje) y el método de las preferencias declaradas (valoración contingente).

La medición del **valor de uso indirecto** es más compleja que la anterior, debido a contempla los servicios ambientales derivados de las funciones de los ecosistemas, por ejemplo: las filtraciones naturales de agua. Puede calcularse a través de métodos de costos evitados o inducidos y el método de valoración contingente.

El **valor de opción** puede calcularse a través de métodos de costos evitados o inducidos y el método de valoración contingente. El valor de opción puede ser calculado tanto para los servicios en uso como en estado de conservación. Esto es debido a que un bien en uso tiene la opción de prestar otro servicio o bien de pasar a un estado de no uso. En los casos en que sea un bien con valor de no uso, puede comenzar a ser utilizado para la producción.

El **valor de no uso** sólo puede estimarse a partir de las metodologías de valoración contingente o hipotética. Debido a que el bien no está en uso, pero provee servicios que no tienen un valor de mercado, la valoración del mismo se construye sobre la base de supuestos. Un individuo puede valorar un servicio ambiental no sólo por el bienestar que le produce a sí mismo, sino por el bienestar que entrega a otras personas o a las generaciones futuras. (Sartori & Al, 2014)

De acuerdo a la siguiente figura, las metodologías que permiten realizar una estimación de la valoración de un bien o servicio ambiental son los métodos de preferencias reveladas o indirectos, y el método de preferencias declaradas o método directo.

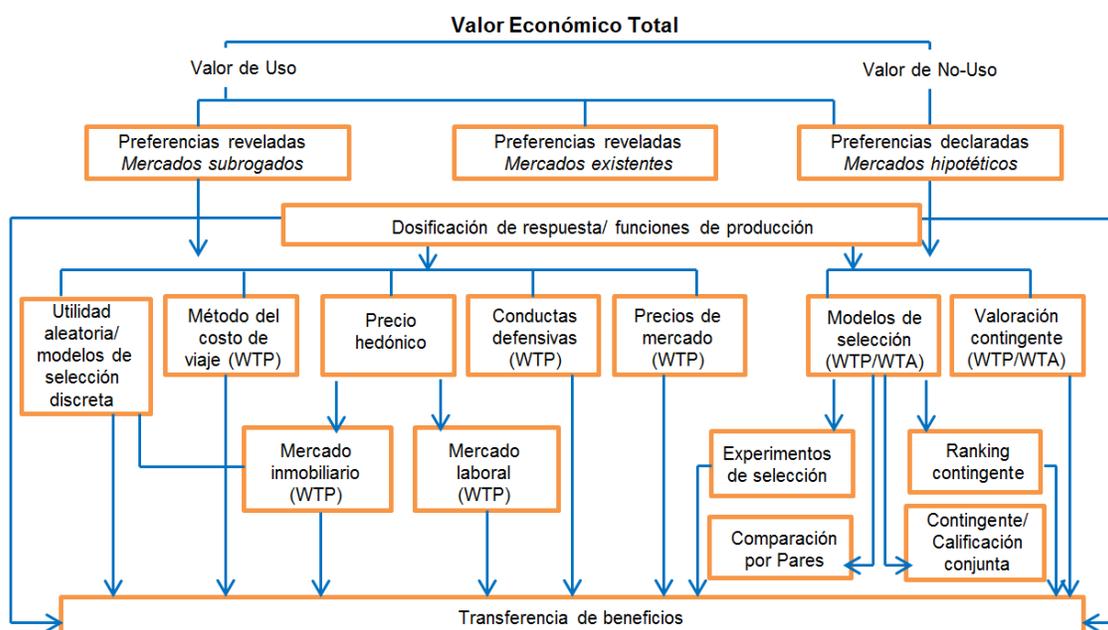


Figura 10-8 Valor económico Total
 Fuente: Modificado de Pearce, *et al* (2006)

b) Métodos de preferencias reveladas

El método de los costos evitados o inducidos se refiere a que los costos de evitar ciertos daños sobre el medio ambiente o reemplazar ecosistemas o los servicios que ellos entregan implican estimaciones de su valor. El método sirve para estimar las tres categorías que componen el VET: el valor de uso directo, el valor de uso indirecto y el valor de opción (Cristeche & Penna, 2008).

El método del costo de viaje consiste en analizar la relación entre bienes y servicios privados y ambientales complementarios. Se basa en las actividades y el consumo de bienes privados que las personas realizan para acceder al consumo de un servicio ambiental. Por ejemplo: costos de traslados, alojamiento, tiempo de viaje para acceder a un lago.

En este cálculo se debe considerar el costo del tiempo invertido en el viaje y también el costo del tiempo en el lugar. Esta evaluación está sujeta al criterio del evaluador porque perfectamente el tiempo pasado en el lugar puede ser considerado como beneficio.

Para aplicar este método es necesario tener la información sobre la utilización real del entorno bajo estudio y luego, compararlo con el costo pagado para acceder a la utilización (Cristeche & Penna, 2008). Se puede utilizar para estimar los costos y los beneficios resultantes de cambios en los costos de acceso a un sitio donde se desarrollan actividades recreativas, la eliminación de un determinado espacio natural que entrega servicios de recreación, la creación de un nuevo sitio destinado a la recreación, o cambios en la calidad del ambiente de un sitio recreativo.

El método de los precios hedónicos es utilizado para calcular el valor económico de bienes y servicios del ecosistema que afectan de manera directa a los precios de mercado. La característica distintiva que presenta este método es que el bien ambiental es atributo de un determinado bien privado (Cristeche & Penna, 2008). El método tiene como supuesto que muchos de los bienes que se comercian en el mercado tienen características que no se pueden adquirir separadamente. Estos bienes son considerados multiatributo, ya que pueden satisfacer varias necesidades al mismo tiempo.

La hipótesis hedónica se refiere a que la sumatoria del peso de sus diversas características determina el precio el bien. Uno de los supuestos es que existe una relación subyacente entre el precio de un bien y su calidad. Para esta hipótesis el agente económico discrimina entre productos o variedades de productos sobre la base de sus características físicas. Diferentes modelos o variantes de un bien son homologables a partir de sus atributos. Al comprar un bien no sólo lo hacemos para satisfacer una necesidad básica, sino para obtener un determinado nivel de calidad de vida (Cristeche & Penna, 2008).

Los precios sombra se pueden definir como el precio de referencia que se establecería para cualquier bien en condiciones de competencia perfecta, incluyendo los costos sociales además de los privados. Cuando un bien o servicio no tiene precio de mercado se le puede asignar un precio sombra, con el fin de realizar un ACB y cálculos de programación lineal. Ellos representan el costo de oportunidad de producir o consumir un bien, aun cuando éste no sea intercambiado en el mercado o no tenga un precio de mercado.

También en el caso en que los precios de mercado no reflejen el costo oportunidad de inputs y outputs, lo usual es convertirlos a precios sombra, para ser aplicados en un análisis financiero. Una

aproximación simplificada para estimar los precios sombra se presentan en la Figura 10-9 siguiente.

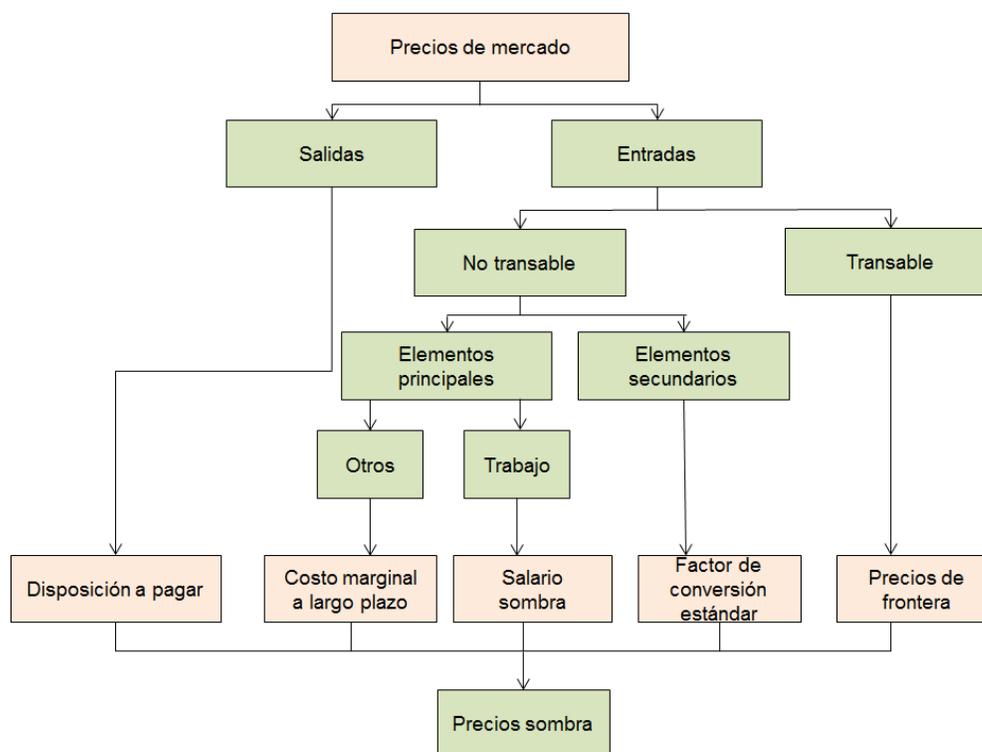


Figura 10-9 Precios Sombra
Fuente: Adaptado de Saerberk (1990)

El método de los precios sombra puede utilizarse para estimar los beneficios y los costos asociados con la calidad ambiental, la contaminación del agua y los servicios ambientales estéticos y de recreación.

¿Cuánto cuesta un determinado servicio ambiental? Por ejemplo: un bosque controla la erosión. Una forma de valorarlo es a través de la valorización de suelo agrícola que se perdería con un fenómeno erosivo. Estas funciones de dosis-respuesta o funciones de daño miden la relación entre la presión sobre el ambiente como causa y los resultados como efectos. Se establece una relación matemática entre una determinada práctica y su impacto en el medio ambiente. La función se representa de manera lineal, no lineal y en algunos casos, con umbrales a partir de los cuales el daño es irreparable. En los casos en que no se pueden utilizar las funciones de dosis-respuesta, por

la dificultad de las mediciones o la falta de datos, se pueden aplicar otros métodos como el costo de reemplazo, el costo de oportunidad, el costo de relocalización y los costos preventivos (Gallego & Universidad Nacional de Cuyo, 1999).

Existe un enfoque en economía que considera que el individuo o la familia se comportan como productores que combinan bienes y servicios para obtener un determinado nivel de utilidad (Becker, 1965). Una forma de valorar la alteración de los servicios ambientales consiste en analizar la relación entre bienes privados y ambientales que forman parte de una misma producción de utilidad y que son sustitutos entre sí (Cristeche & Penna, 2008).

Este enfoque del método de costos evitados o inducidos que contempla los cambios que se producen en la función de utilidad de las personas, es generalmente aplicado a elementos que afectan la salud.

Entre los costos para acceder a un determinado lugar, hay algunos que se consideran ineludibles (desplazamiento, combustible, entrada al lugar, estacionamiento) y otros discrecionales (que le agregan utilidad a la experiencia sin ser estrictamente necesarios para acceder al sitio analizado). En el ejercicio sólo deben considerarse los costos ineludibles.

c) Métodos de las preferencias declaradas

Los métodos de las preferencias declaradas utilizan como instrumento de levantamiento de información las encuestas. Obtienen como datos las intenciones de comportamiento que las personas declaran. A través del diseño de un cuestionario, un mercado hipotético se describe donde el bien en cuestión puede ser comercializado. Se elige una muestra al azar de personas que expresan su máxima disposición a pagar o su máxima disposición a aceptar un supuesto cambio en el nivel de provisión de un servicio ambiental.

La principal fortaleza de estos métodos se basa en la flexibilidad de la aproximación. De hecho, permiten la evaluación de servicios ambientales, desde una perspectiva de comparación entre una situación dada y un cambio de la misma. Y lo más importante, estos métodos permiten conocer los beneficios de un servicio ambiental con valor de no uso (Sartori & Al, 2014).

Los métodos de las preferencias declaradas son los siguientes:

El método de la valoración contingente es el único que trabaja sólo a nivel de hipótesis. Tiene como objetivo que las personas declaren sus preferencias con relación a un determinado bien o servicio ambiental, en vez de realizar estimaciones observando el mercado. Este método es el único que permite calcular el valor económico total de un bien o servicio ambiental, estimando tanto valores de uso como de no uso (Cristeche & Penna, 2008).

La aplicación del método tiene como objetivo la estimación de la función de demanda de un bien que no posee un mercado donde pueda ser transado ni posea relaciones de sustitución o complementariedad con otros bienes privados. Puede ser aplicado para cuantificar los impactos directos, negativos o positivos, de los efectos externos de un proyecto (Sartori & Al, 2014).

El método de la valoración contingente utiliza encuestas que contienen un cuestionario estructurado en el que se le pregunta a las personas beneficiadas o perjudicadas por un determinado proyecto, cuánto estarían dispuestas a pagar por obtener un determinado beneficio o evitar un perjuicio de carácter ambiental. La disposición a pagar se ve restringida por el ingreso de las personas (Cristeche & Penna, 2008).

Alternativamente, se puede preguntar por las compensaciones que las personas exigirían en caso de renunciar a un beneficio o tolerar un perjuicio. La compensación exigida no está asociada a ninguna restricción que involucre a la persona encuestada (Cristeche & Penna, 2008).

El ensayo de la misma en grupos de muestra que permitan perfeccionar el instrumento resulta de gran relevancia, ya que la experiencia ha demostrado que en muchos casos los problemas del instrumento son originados por la falta de comprensión de las preguntas por parte de los encuestados (Cristeche & Penna, 2008).

El método de modelación de elección es un método basado en una encuesta para conocer las preferencias por servicios ambientales, en términos de sus atributos y del nivel de los mismos. Los encuestados tienen varias descripciones alternativas de un servicio, diferenciando atributos y niveles, y deben establecer un ranking para estas alternativas.

El método de transferencia de beneficio consiste en tomar una unidad de valor para un servicio ambiental en un estudio determinado y usar esta estimación para valorar costos o beneficios en un análisis realizado en otro lugar. Por ejemplo, la provisión de un servicio ambiental determinado de un lago en particular puede usarse para analizar las características de un lago ubicado en otro lugar con condiciones ambientales similares (Sartori & Al, 2014).

10.3. Análisis distributivo de beneficios

El análisis de beneficios (y costos) tiene que considerar la manera en que éstos se distribuyen en la población. Quién recibe los beneficios y quién paga los costos, son preguntas que responden a una cuestión distributiva.

Existen ocasiones en que quienes incurren en costos, no son los mismos que reciben los beneficios de la implementación de una regulación, lo que induce a analizar quienes asumen los costos y quienes reciben los beneficios.

El término “efecto distributivo” se refiere al nivel de impacto de un cierto instrumento en distintos grupos de la población. Estos grupos pueden estar definidos por nivel socio-económico, sexo, sector industrial, geografía lo que corresponda según las características del impacto y alcance del análisis.

¿Por qué hacer un análisis distributivo?

Los conceptos que explican la necesidad de realizar un análisis distributivo son dos: Criterio de Pareto y principio de Equimarginalidad. Ambos se presentan a continuación, y posteriormente se indica la forma de incluirlos en el AGIES.

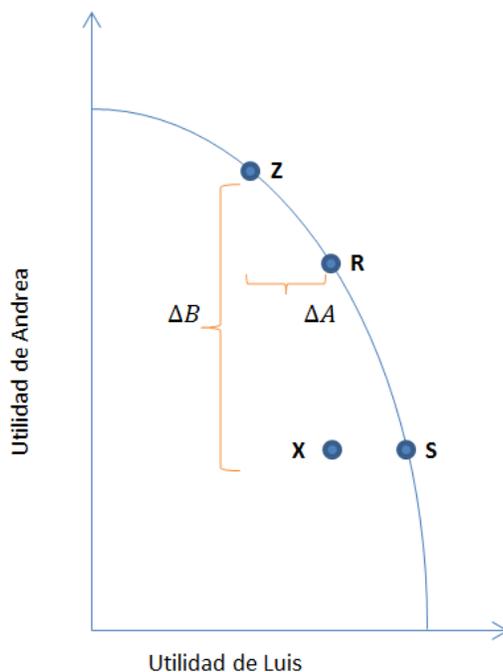


Figura 10-10 Diagrama criterio de Pareto
Fuente: Elaboración propia

a) Criterio de Pareto

El Criterio de Pareto u Óptimo de Pareto indica que no es posible reorganizar la producción de los diferentes bienes y servicios con el objetivo de incrementar el grado de satisfacción de una o más personas, sin disminuir el bienestar de las restantes. Implica que si una sociedad elige una alternativa, todos los individuos de la sociedad deben percibir o estar mejor que antes de la alternativa.

El problema radica en que existe una infinidad de óptimos posibles y que este criterio no implica equidad. En situaciones diferentes, algunos individuos preferirán una alternativa y otros individuos, otra. Si este criterio se utilizara para tomar decisiones de políticas públicas, éstas tenderían a mantener el *status quo* en materia ambiental.

Se ha planteado una mejora a este criterio, la “*mejora potencial de Pareto*”, referida a que si una parte de la sociedad no prefiere una alternativa y no se le ofrece una compensación y producto de

ésta pasa a reducir su bienestar, se cumple la mejora potencial de Pareto. Se puede entender con la siguiente figura:

Si se utilizara el criterio de Pareto estándar no se podría comparar la distribución de recursos entre X y Z (Andrea prefiere Z y Luis X). A medida de que Luis se mueve de X a Z, él pierde Delta A de utilidad y Andrea gana Delta B. A pesar de que no se pueden comparar las utilidades de las dos personas, Andrea podría transferir recursos para compensar a Luis de cualquier pérdida de utilidad. Andrea va a transferir solo lo suficiente para evitar que la utilidad de Luis siga bajando por lo que Z es una mejora potencial de Pareto en comparación a X.

Este nuevo principio, para ser aplicado en un caso real, posee otro inconveniente que corresponde a que la mayoría de las veces no es simple identificar exactamente la transferencia de recursos para que el otro individuo cambie de preferencia. El criterio de Kaldor and Hicks propone un nuevo principio, el "*principio de compensación*", que postula a que si las transferencias de recursos hacen que exista unanimidad sobre una alternativa en particular, entonces la alternativa es socialmente deseable aún si las transferencias no son realizadas realmente (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011).

b) Principio de Equimarginalidad

En economía ambiental, el principio de equimarginalidad se cumple cuando los costos marginales de control de la contaminación son iguales para todos los contaminadores (fuentes emisoras). Propone que "*las emisiones de varios contaminadores que contribuyen al daño ambiental en la misma forma, requieren que el costo marginal de control sea igual entre todas las fuentes emisoras para lograr una reducción de emisiones al menor costo posible*" (Kolstad & Oxford University, 2000).

Aunque por lo general este análisis es difícil de aplicar a priori en la elaboración de un AGIES, es importante tenerlo en consideración para realizar un análisis comparativo de cómo deben distribuirse los costos y reducciones y cómo se están distribuyendo realmente.

El MMA (Ministerio del Medio Ambiente, 2011b) realizó la estimación de curvas de costo y beneficio marginal, a modo de identificar la región de concentraciones que maximiza el beneficio social neto. Esta se resuelve al igualar los beneficios y los costos marginales, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$\text{Beneficio Marginal} = \text{Costo Marginal}$$

En la figura siguiente, se grafican las curvas marginales de costos y beneficios, además de los intervalos de confianza para la curva de beneficios marginales (percentil 5 y percentil 95). Se evidencia que el valor norma propuesta se ubica próximo a las región óptima que maximiza el beneficio neto.

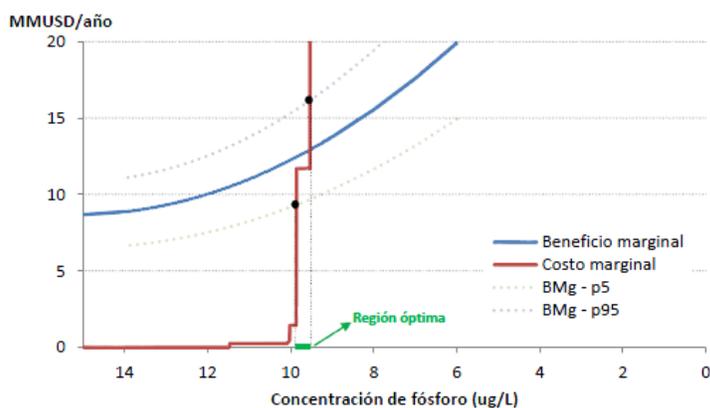


Figura 10-11 Análisis marginal de costos y beneficios AGIES NSCA, Lago Villarrica
Fuente: MMA, 2011

El óptimo se alcanza cuando el costo marginal es igual al beneficio marginal y para que se cumpla el principio de equimarginalidad, este costo marginal debiera ser igual para cada una de las fuentes. Por lo tanto, una aplicación práctica del principio de equimarginalidad ayudaría a determinar las reducciones exigibles a cada sector, con el objetivo de maximizar el beneficio social.

10.4. Análisis de sensibilidad e incertidumbre

Como se mencionó en el capítulo de metodologías, el ACB busca dar soporte a la toma de decisiones sobre la aplicación de un instrumento de gestión ambiental. En el cálculo de éste,

intervienen variables estimadas y otras susceptibles a cambios del entorno que pueden afectar los resultados finales del análisis. La incertidumbre del análisis dice relación con la consideración de todas las fuentes posibles de error que intervienen en el resultado final. A su vez, si consideramos un cambio unitario, no todas las variables inciden en el resultado final de la misma manera o magnitud, por lo que es también necesario realizar un análisis de sensibilidad.

Kopp (1997) sugiere que para implementar de manera correcta una herramienta de decisión, se requiere una recolección exhaustiva sobre la distribución probabilística de aquellos componentes principales de los costos y beneficios (Kopp & Kruonick et al, 1997).

Como se señala en la guía de aire (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011), el modelo de ACB presenta una caracterización general como la siguiente:

$$f(X, D, V, M) \rightarrow U$$

Donde,

- F*: Estructura del modelo.
- X*: Cantidades empíricas inciertas.
- D*: Decisiones.
- V*: Parámetros de valor.
- M*: Parámetros de dominio.
- U*: Resultado de la modelación, los costos y beneficios.

De acuerdo a ello, se debe modelar la incertidumbre para cada parámetro según la naturaleza de este. La Tabla 10-13 muestra el tipo de tratamiento según tipo de variable.

Tabla 10-13 Trato de incertidumbre

Tipo de Variable	Trato de incertidumbre
Empíricas(X)	Probabilístico, paramétrico o escenarios
Variables de decisión (D)	Paramétrico o escenarios
Parámetro de valor(V)	Paramétrico o escenarios
Parámetro de dominio (M)	Paramétrico o escenarios
Resultado(U)	Determinado por el trato de las variables de entrada del modelo

Fuente: modificado de MMA 2013, basado en Morgan y Henrion (1990).

Las variables empíricas y parámetros continuos se pueden modelar usando una distribución de frecuencia, que tiene las mismas propiedades que una distribución de probabilidad. Además, los parámetros de valor, representan las preferencias del tomador de decisiones o de las personas que representan, por lo que se deben modelar en forma paramétrica o con escenarios, al igual que los parámetros de dominio para situaciones en donde el impacto sea significativo.

Al igual que en la aplicación de los AGIES en el medio aéreo, se debe modelar la incertidumbre tanto para el cálculo de inventarios como en los pasos subsecuentes. La distribución de probabilidad que mejor representa a cada parámetro dependerá de la naturaleza su naturaleza y la cantidad de información disponible.

Varios autores presentan recomendaciones para la elección de las distribuciones y en algunos casos se conoce la distribución debido al proceso que representa la variable. Como ejemplo, se pueden mencionar las tasas de incidencia de efectos nocivos para la salud, que tienen una distribución binomial.

En los casos en que no se dispone de información para poder inferir la distribución de la probabilidad de una muestra y se dispone de valores medios y de rangos mínimos y máximos, Morgan y Henrion (Morgan, Al, & Cambridge University, 1990) consideran razonable elegir una distribución triangular caracterizada por los estadígrafos disponibles, como la moda, el mínimo y el máximo. Los enfoques más utilizados para estudiar el comportamiento de la incertidumbre y su propagación son 3:

- Análisis de sensibilidad, que corresponde al cálculo de los efectos en los resultados debido a las variaciones en las cantidades de entrada.
- Propagación de incertidumbre, que busca estimar las incertidumbres en el resultado inducidas por incertidumbres en las cantidades de entrada y;
- El análisis de incertidumbre, que compara las contribuciones relativas en la incertidumbre del resultado por parte de las incertidumbres de las cantidades de entrada.

Estos autores sugieren que al menos uno de los métodos sea realizado en forma transversal a la elaboración de un AGIES, dependiendo de los recursos, de la información disponible y del modelo considerado.

11. Medidas de reducción de emisiones y gestión

El requerimiento de cumplir la regulación ambiental genera la necesidad de ejecutar e implementar medidas que reduzcan las emisiones y mejoren la calidad ambiental. Existen tres grandes clasificaciones de medidas de reducción (Tietenberg, 1998):

d) Comando y control (CYC)

Tienen un enfoque restrictivo en cuanto al comportamiento de las fuentes emisoras. Estas medidas permiten evaluar todas las emisiones de una serie de contaminantes que se vierten a ríos o masas de aguas superficiales o subterráneas, de manera puntual o difusa. Éstas han sido las herramientas mayormente utilizadas en el mundo hasta la actualidad y cumplen la función de establecer cómo y cuándo una tecnología debe usarse. Su objetivo es lograr una reducción significativa de la contaminación a costos razonables (U.S. Environmental Protection Agency, 2013) (Sterner, 2007). Dentro de estas medidas se encuentran la zonificación, las prohibiciones y las normas de emisión (Ministerio del Medio Ambiente, 2010).

La primera de ellas se refiere a una restricción de lugar en el uso de la tecnología. Por otra parte, las prohibiciones se refieren al límite de uso de cierto proceso asociado a una tecnología, y por último, las normas de emisión regulan las cantidades emitidas a los cursos de agua, dejando espacio para que la fuente emisora opte entre reducir la producción o mitigar sus emisiones.

e) Instrumentos Económicos

Estos instrumentos buscan cambiar el comportamiento de las actuales fuentes emisoras a través de incentivos o desincentivos económicos para reducir sus emisiones. Se pueden clasificar en tres tipos: Impuesto por contaminación, permisos transferibles y responsabilidad extendida del productor.

El impuesto por contaminación se resume en que la fuente emisora paga al gobierno por cada unidad de contaminación que produce.

Los permisos transferibles funcionan al fijar una cantidad de emisiones al cuerpo receptor en el mercado, las cuales son transadas (compra y venta) en un mercado creado, manteniendo de esta forma la contaminación neta que se produce en el tiempo. La lógica que se sigue con dicho instrumento es que el mercado va a asignar la distribución óptima sujeta a un nivel de contaminación fijo y dado por el regulador.

Finalmente, la responsabilidad se refiere a que el contaminador se hace responsable de lo que contamina, es decir, si ocurre algún daño asociado a su contaminación, deberá hacerse cargo y remediarlo o compensarlo en su totalidad (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011).

Las ventajas de los instrumentos económicos radican en la alta flexibilidad, dejando a los regulados la decisión de abatir emisiones, o bien comprar permisos/pagar impuestos. Esto depende del precio en que se transen las emisiones y de los impuestos.

Si el instrumento es un impuesto implica una recaudación para el Estado. Por otra parte, si el instrumento es un permiso de emisión transable (PET), se fija un monto de contaminación, por lo que se “asegura” un nivel de contaminación.

Las desventajas radican en que se requiere mucha información para que funcione y un muy buen y probado sistema de fiscalización. Si el impuesto es muy bajo, ningún agente regulado se decidirá por abatir, y no habrá reducción de emisión ni recaudación. Si el impuesto es muy alto, se corre el riesgo de tener grandes impactos económicos y sociales. Lo mismo pasa con los PET.

La mayor desventaja de la aplicación de estos instrumentos es que se requiere construir un sistema de transacciones que sea robusto y transparente que asegure transacciones dentro del marco determinado por el instrumento. Un sistema de este tipo significaría una alta inversión para el Estado.

f) Información y Educación Ambiental

Esta medida permite impactar directamente sobre el comportamiento de los habitantes. Responde al principio de ofrecer información clara y confiable al público. Es un proceso que busca despertar una conciencia que permita identificarse con la problemática ambiental, tanto a nivel global como local. Busca identificar las relaciones de interacción e independencia que se dan entre el entorno (medio ambiente) y el hombre, así como también se preocupa por promover una relación armónica entre el medio natural y las actividades antropogénicas a través del desarrollo sostenible. Todo esto con el fin de garantizar el sostenimiento y calidad de vida de las generaciones actuales y futuras. Entre estas medidas es posible nombrar algunas como actividades de difusión, charlas informativas, difusión pública de desempeño ambiental de empresas por ejemplo incorporando acciones en Reportes de Sostenibilidad, etiquetado verde, entre otras. Las medidas pueden ser aplicadas en establecimientos educacionales, empresas y/o en comunidades.

Independiente de las ventajas o desventajas que pueda poseer cada uno de los tipos de medida que se han mencionado, desde una perspectiva económica, aquella medida que logre reducciones al menor costo posible (costo-eficiente) será la más recomendada, teniendo siempre la consideración de que ésta sea equitativa y factible de implementar (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011)

La correcta realización de esta etapa sugiere que se caractericen las medidas según el tipo de fuente que afecta, la tecnología utilizada, el grado de cumplimiento esperado (efectividad) u otras características que puedan ser relevantes para estimar efectivamente las reducciones correspondientes.

iv. **Identificar los tipos de medidas de mitigación**

Es probable que las medidas a evaluar estén definidas con anterioridad a la elaboración del AGIES (como por ejemplo, un plan de prevención o descontaminación). En caso contrario se podrá consultar la literatura para considerar las medidas de reducción aplicables. Una buena base de datos que cuenta con la especificación de cada fuente y sus tecnologías de abatimiento de emisiones de los contaminantes a controlar, corresponde al estudio "Generación de información

base para la evaluación de normas de calidad ambiental y emisión: revisión y actualización sobre tecnologías y costos de abatimiento de contaminantes en residuos líquidos” (Ministerio de Medio Ambiente, 2014a).

Además del anterior, el estudio “Estimación de Costos de Abatimiento de Contaminantes en Residuos Líquidos” (Fundación Chile, 2010) presenta tecnologías existentes, a nivel nacional e internacional, para el control de emisiones actualmente en uso hacia aguas dulces y marinas.

Este documento pone a disposición 34 fichas técnicas que pueden ser utilizadas como guía para estudiar las diferentes tecnologías que se pueden implementar, ya que una parte de ellas presentan detalles como costos y eficiencia. Además, las tecnologías de abatimiento están clasificadas según la situación de la calidad por contaminantes en líquidos, lo que ayuda en la toma de decisiones sobre qué tecnología implementar. A continuación se presenta un ejemplo de la información contenida en dicha base de datos, específicamente la tabla siguiente que muestra un extracto de las tecnologías y los parámetros de abatimiento en forma directa e indirecta.

Tabla 10-1 Tecnologías y los parámetros de abatimiento

N°	Tecnología	Remoción Directa	Remoción Indirecta
1	Adsorción con Carbón Activada	DBO5, Compuestos Orgánicos (Hidrocarburos, Índice de fenol, Pesticidas, THM, AOX), Color, Sabor, Olor, Poder Espumógeno, Cloro Libre y bromo.	Puede remover arsénico, metales pesados y eliminar agentes patógenos y bacterias
2	Adsorción con Diferentes Materiales	DBO5, Índice de fenol, Color, SST, Sólidos sedimentables	Mercurio, cadmio, plomo, arsénico
3	Tecnología de Flotación por Aire Disuelto (DAF)	Sólidos Suspendidos Totales, Aceites y grasas	
4	Bekosplit con Aire comprimido	AyG, Hidrocarburos	SST y sólidos sedimentables
5	Coagulación y/o Floculación	SST, DBO5, DQO, Nitrógeno, Fósforo, Nutrientes, color, turbidez, Solid	Remueve Color y AOX y además regula pH
6	Coalescencia	Aceites y Grasas	SST, Sólidos Sedimentables, color verdadero e hidrocarburos
7	Biofiltros	Coliformes Fecales, DBO ₅ , Turbidez, Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos suspendidos Volátiles, Nitrógeno, Fósforo, Color, Compuestos Orgánicos Volátiles (COV), Aceites y Grasas	
8	Lombrifiltros	Coliformes Fecales, DBO ₅ , Turbidez, Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos suspendidos Volátiles, Nitrógeno, Aceites y Grasas	
9	Reactores Biológicos	Compuestos Orgánicos, DBO ₅ y DQO,	Regulan condiciones de pH y

N°	Tecnología	Remoción Directa	Remoción Indirecta
	Secuenciales(SBR)	Nitrógeno, Fósforo, Sólidos Suspendidos Totales, Compuestos Refractarios, COD, Hidrocarburos Totales, Compuestos Fenólicos	temperatura
10	Arrastre por aire (Air stripping)	THM, AOX, NH ³ (amoníaco) e índice de fenol, compuestos orgánicos volátiles	Regulan condiciones de temperatura
11	Electro-oxidación	Índice de Fenol, alcoholes, AOX, NH ³ y precursores de THM	Agentes patógenos como E. Coli
12	Extracción por solvente	Compuestos orgánicos (bifenilos, policlorados, compuestos orgánicos volátiles, solventes halogenados y desechos del petróleo) y metales	
13	Skimmer	Aceites y Grasas e Hidrocarburos	
14	Filtros AMIAD	Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos Disueltos, Color, Turbidez	
15	Pre- Filtración	Elementos flotantes, grasas, trapos, ramas, arenas, etc.	Puede reducir los SST y DBO5
16	Separadores por Gravedad	SST, Sólidos sedimentables	Aceites y grasas
17	Incineración catalítica	Compuestos orgánicos y volátiles como fenol	
18	Intercambio Iónico	Amonio, Nitrato, Boro, Arsénico, Color, Molibdeno, Mercurio y otros cationes y aniones	Conductividad, Salinidad, entre otras
19	Procesos de Oxidación Avanzada, POAs	Índice de Fenol, color, AOX, compuestos orgánicos persistentes y precursores de THM	
20	Oxidación con Agua Supercrítica	Índice de Fenol, AOX, color, plaguicidas y precursores de THM	
21	Oxidación con Aire Húmedo	Índice de Fenol, AOX, NH ³ , CN ⁻ y precursores de THM	
22	Depuración al Vapor/Destilación	THM y color	
23	Nanofiltración	Desmineralizado, remoción de color, material orgánico y desalinización	Color, turbidez, entre otros
24	Electrodiálisis	Sólo remueve especies cargadas eléctricamente, como sales minerales, nitrato, fosfato, sulfato, entre otros	
25	Osmosis Inversa	Sales como fosfato, nitrato, sulfato y iones metálicos, durezas, patógenos, turbidez, compuestos orgánicos sintéticos, THM, pesticidas y la mayoría de los contaminantes del agua potable conocidos	
26	Ultra y Microfiltración	Compuestos Orgánicos, Índices de fenol, AOX, turbidez, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Sedimentables, Agentes Patógenos como Giardia y Cryptosporidium, Color y Turbidez	Remueve Índice de Fenol, AOX y pesticidas y parcialmente sales.
27	Intercambiador de Calor	Aprovechamiento del Calor	
28	Torres de enfriamiento	Regulación de Temperatura	
29	Lagunas Aireadas	Compuestos Orgánicos, Nitrógeno, Fósforo, DBO5, DQO, pH, compuestos refractarios y sólidos suspendidos Totales	Remueve Coliformes fecales, color, e Índice de fenol y regular el pH y la temperatura
30	Lodos Activados	DBO5, DQO, Nitrógeno, Fósforo, Sólidos Suspendidos Totales	Regula pH, temperatura y en algunos casos además remueve Coliformes fecales, color e Índice de fenol.
31	Reactor Anaeróbico	DBO ₅ , nitrito, nitrato, fosfatos	Regula pH y temperatura

N°	Tecnología	Remoción Directa	Remoción Indirecta
32	Reactor Aeróbico de Lecho Fijo Sumergible (RALFS)	DBO5, SST, Nitrógeno, Coliformes Fecales	Remueve Turbidez, Cloruros, Fósforo, Aceites y Grasas, y además regula pH
33	Wetlands Artificiales	DQO, DBO ₅ , pH, Color, Turbidez, SST, Nitrógeno, Fósforo y color	
34	Declaración usando dióxido de azufre	Cloro libre o cloro residual	

Fuente: Fundación Chile, 2010.

v. Impacto de Medidas de Reducción

Dadas las normas que se deseen evaluar en el AGIES, se hace necesario identificar el impacto que tendrá cada una de las medidas que se plantean. En este contexto, se tiene que para reducir emisiones a los cursos de aguas, superficiales o subterráneas, es necesario modificar la emisión o la actividad que genera el contaminante, o ambos (MMA, 2013).

Las tres medidas mencionadas con anterioridad tienden a impactar ambos factores, por lo que se hace necesario realizar una evaluación detallada para cada uno de los parámetros a medir según su tipo de impacto. Si bien es sencillo estimar el impacto de medidas que obliguen el uso de ciertas tecnologías, se hace complejo determinar aquellas que modifiquen el comportamiento de los actores.

En este contexto, las medidas de información y educación a la población, la prevención de la contaminación y la minimización de los contaminantes, se asocian a una producción más limpia o a una reducción de fuente. Esta medida minimiza la utilización de recursos y por lo tanto reduce la cantidad de contaminantes que se descargan al medio ambiente (PNUMA, 2004). Como dato base entregado por PNUMA en el Documento denominado “Lineamientos sobre el Manejo de Aguas Residuales Municipales” (2004), se tiene que esta medida puede favorecer la reducción entre el 20 y 30 por ciento de contaminación sin ninguna inversión de capital (ver recuadro).

Ejemplo de Beneficios de la Prevención de la Contaminación en el Manejo de las Aguas Residuales

Al reducir el consumo doméstico de agua, generando una menor cantidad de aguas residuales contaminadas en la fuente y utilizando sistemas separados de recolección para agua de distinta calidad:

- Las aguas residuales se vuelven más tratables;
- Se requieren sistemas de suministro de agua y de aguas residuales más pequeños y de menor costo;
- Los componentes de los desperdicios pueden ser recuperados y reutilizados; y
- Las aguas residuales de diversas calidades pueden ser reutilizadas efectivamente para propósitos diferentes.

En cuanto a las medidas de comando y control, es posible mencionar aquellas que tienen como función el cómo y cuándo utilizar una tecnología. A continuación, se presenta una tabla de eficiencias, costos y aplicabilidad de las distintas tecnologías presentadas por parámetro a remover entregadas por el estudio de Fundación Chile mencionado con anterioridad.

Tabla 10-2 Eficiencia, costos y aplicabilidad para Aceites y Grasas

Parámetro	Tipo	Tecnologías	Eficiencias de Remoción	Caudal (m3/d) min y max	Inversión (US\$) min y max	Costo trat (US\$/m3) min y max
Aceites y grasas	Biológico	Biofiltro / Lombrifiltro	80%	20 - 300	60.000 – 150.000	0,45 - 0,14
	Físico	Coalescencia	95 - 99%	50 - 3000	5.500 – 26.600	0,17 - 0,01
		Skimmer	98%	0,2 - 24	3.848 – 8.472	2,49 - 0,19
		Flotación por Aire Disuelto	90%	160 - 5200	30.000 – 680.000	0,51 - 0,03
	Físico-químico	Bekosplit	90%	0,16 - 3,20	20.300 – 69.700	10,1 - 0,92
		Oxidación, POAS	90%	10 - 5000	90.500 – 380.0000	2,6 - 0,6

Fuente: Fundación Chile, 2010.

Finalmente, un ejemplo sobre instrumentos económicos de medidas de reducción de emisiones puede estar dado por el incentivo económico de generar economías de escala. Tal como lo presenta el informe desarrollado por PNUMA. Las economías de escala pueden jugar un rol importante en el diseño del manejo y de la infraestructura convencional de las aguas residuales. Por ejemplo, al crear economías de escala es más factible que se puedan asumir mayores inversiones para la implementación de nuevas tecnologías, las cuales muchas veces tienen un valor bastante elevado.

Economías de Escala : Opciones “Ganancia – Ganancia”

Las plantas de gran tamaño que sirven a más de 300.000 personas pueden invertir en tecnologías que reduzcan sustancialmente sus costos operacionales de mantenimiento, energía y eliminación de lodos. Por ejemplo, sólo en las plantas grandes es rentable invertir en reactores de digestión de lodo con recuperación de gas metano y en generadores que utilizan energía de gas. Es así que se logra generar suficiente energía eléctrica para suplir toda la energía requerida por la planta, lo cual a menudo representa el mayor gasto operacional recurrente en este tipo de tratamiento.

Tecnologías de Reducción de Emisiones y su Concepto de Eficiencia

Obteniendo el impacto de las medidas de mitigación es posible elaborar escenarios alternativos al escenario base para luego comparar y determinar las reducciones que son atribuibles a cada una de las medidas evaluadas en el AGIES.

Un ejemplo lo muestran las tecnologías de control de emisiones consideradas para las PTAS. El Estudio AGIES Anteproyecto de Revisión D.S. 90/00 consideró 47 opciones de tecnología de control de emisiones líquidas, en el que el estudio de Fundación Chile constituyó la base de referencia en cuanto a eficiencia y costos de tecnologías. Estas referencias fueron completadas con información entregada por la SISS respecto a costos de vida útil de las tecnologías de tratamiento más frecuentemente implementadas por los PTAS.

A continuación se presentan las tecnologías de abatimiento consideradas. Cabe mencionar que para las PTAS sólo se consideraron lodos activados como tratamientos biológicos, ya que la SISS no utiliza otras opciones de tratamiento.

Tabla 10-3 Tecnologías de abatimiento consideradas por el AGIES D.S. 90

Tipo Tratamiento	Tecnología	Versión/Insumo
Biológico	Biofiltro	
	Lagunas Aireadas	
	Lodos Activados	Estándar Con complemento para N total
	Lombrifiltro	
	Reactor Aeróbico de Lecho Fijo sumergible RALFS	
	Reactor Anaeróbico	Crecimiento libre UASB (flujo ascendente)
	Reactores Biológicos Secuenciales SBR	
	Wetlands	
Físico	Arrastre por Aire (Air Stripping)	
	Bekosplit	
	Coalescencia	
	Destilación	
	Electrodialisis	
	Filtros AMIAD	Filtro 4" con malla 2 micrones Filtro 4" con malla 7 micrones
	Nanofiltración	
	Osmosis Inversa	
	Pre filtración	Reja Tamiz parabólico Tamiz rotatorio
	Separadores por Gravedad y Sedimentación	Natural Acelerada
	Skimmer	
	Ultrafiltración	
	Físico - Químico	Adsorción con Carbón Activado
Carbón farmacéutico		
Carbón industrial		
Adsorción con diferentes materiales		Arena-Arcilla
		Ceniza
		Turba
		Zeolita Modificada
		Zeolita Natural
Clarificación		
Coagulación y/o Floculación		
Decloración		Dióxido de azufre Sulfito de Sodio
Electrolización		
Extracción por Solvente		
Intercambio Iónico		
Oxidación Avanzada Catalítica (POAs)	Ozono Sin ozono	
Oxidación con Agua Supercrítica		
Oxidación con Aire Húmedo		
Precipitación química		
Transferencia de calor	Intercambiador de Calor	
	Torres de Enfriamiento	

Fuente: (Ministerio del Medio Ambiente, 2011a)

Otro ejemplo está presentado por las eficiencias por tecnologías y parámetros desarrolladas por el AGIES del anteproyecto de la Revisión de la Norma de Emisión de Residuos Líquidos de Aguas Subterráneas D.S. 46/2011. A continuación se presenta una tabla donde se muestran las eficiencias asociadas a cada tecnología por parámetro y tipo de tratamiento.

Tabla 10-4 Tecnologías de eficiencias por tecnología y Parámetros (D.S.46)

Tipo Tratamiento		Biológico						Físico-Químico		Terciario	
Tecnología		Avanzado		Intensivo		Simple		Precipitación química		Avanzado	
Parámetro	Sigla	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín
Aluminio	Al							95%	60%		
Arsénico	As							95%	60%		
Aceites y Grasas	AyG	95%	80%	95%	80%	90%	80%				
Boro	B							95%	60%		
Benceno*	Benceno							95%	60%		
Cadmio	Cd							95%	60%		
Cloruros	Cl ⁻									99%	90%
Cianuro	CN ⁻							95%	60%		
Cromo Total	Cr							95%	60%		
Cobre	Cu							95%	60%		
Demanda Biológica de Oxígeno	DBO ₅	99%	85%	99%	85%	90%	80%				
Hierro	Fe							95%	60%		
Fluoruro	Fluoruro							95%	60%		
Mercurio	Hg							95%	60%		
Manganeso	Mn							95%	60%		
Molibdeno	Mo							95%	60%		
Níquel	Ni							95%	60%		
Nitrógeno Total Kjeldahl	NKT	95%	90%	95%	80%	95%	80%				
Nitratos + Nitratos	NO ²⁺ NO ³	95%	80%								
Plomo	Pb							95%	60%		
Sulfuros	S ²⁻							95%	60%		
Selenio	Se							95%	60%		
Sulfatos	SO ⁴									99%	90%
Sólidos Suspendidos Totales	SST	95%	80%	95%	80%	90%	80%				
Zinc	Zn							95%	60%		

Fuente: Departamento de Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente, 2010.

vi. Escenarios de Penetración de las medidas

Los escenarios de penetración de las diferentes medidas se definen como “la efectividad que tendrán los programas de implementación de las medidas de reducción de emisiones en la realidad ambiental del territorio” (CCG UC, 2010). Un ejemplo es el nivel de penetración de las

tecnologías, asociada principalmente a la madurez, disponibilidad de la tecnología a nivel global y la efectividad de los programas realizados para la implementación de ellas (UC, 2010).

En este contexto, se han considerado escenarios probables de penetración de cada una de las medidas antes mencionadas en este capítulo. Dependiendo de la eficacia de cada uno de los programas, lo que incluye el incentivo económico, es posible que se logren diferentes horizontes de penetración posibles (Clerc, Díaz, Campos, & BID, 2013).

Para tener una mejor percepción de las reducciones de emisiones que se podrían lograr en función de los diferentes grados de penetración de medidas, se han simulado distintos escenarios de penetración a nivel sectorial. Estos se encuentran descritos de manera genérica en la Tabla que se presenta a continuación. Es posible considerar tres escenarios de penetración: Normal, Alto y Máximo, siendo el último escenario el más agresivo (Ministerio del Medio Ambiente, 2011c).

Escenarios de penetración

Escenario	Descripción	Ejemplo
Normal	Implica esfuerzos relativamente normales en términos de modificación de planes de reducción de emisión.	Concientizar a la población para que genere una menor cantidad de aguas residuales domésticas, como la campaña: “Cuidemos el Agua” del MOP y el SISS.
Alta	Implica un mayor compromiso en fomentar medidas de emisión, además de un compromiso mayor para el desarrollo de planes con continuidad en el tiempo.	Generar incentivos económicos para la creación de economías de escala. Por ejemplo, generar planes intercomunales de reducción de emisión de aguas residuales domésticas, los cuales pueden tener como objetivo la instalación de nuevas tecnologías de reducción a nivel intercomunal. Países desarrollados como Francia, buscan fomentar las acciones medioambientales a nivel intercomunal.
Máxima	Es el mayor esfuerzo para lograr reducciones. Implica un gran esfuerzo político, económico y social, para lograr reducciones en las emisiones de contaminantes a las aguas.	La implementación de nuevas medidas de comando y control, las cuales impidan generar emisiones contaminantes a cualquier tipo de cuerpo de agua. Por ejemplo, implementar mayores medidas de fiscalización de emisiones.

Fuente: (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011).

12. Análisis de Costos

Los cambios producidos por la aplicación de un instrumento normativo serán el resultado de las acciones definidas para alcanzar el objetivo de calidad impuesto por dicho instrumento. Estas acciones o medidas se ubican en el tiempo y en el espacio, con un costo que debe ser asumido por uno o varios responsables.

El cálculo de los costos corresponde a una etapa significativa en el AGIES y que se realiza mediante un análisis costo beneficio (ACB). El objetivo de este análisis es estimar los costos asociados a cada una de las medidas previstas por las herramientas de control de la contaminación. En este análisis se pretende levantar los antecedentes necesarios para identificar las iniciativas más eficaces y rentables económicamente.

En particular, el contenido de este capítulo tiene por objetivo entregar las directrices y consideraciones respecto de la identificación, cuantificación y monetización de las actividades e inversiones atribuibles a la implementación, ejecución y cumplimiento del instrumento regulador.

12.1. Identificación

Todos aquellos costos en los que se incurre como consecuencia de la implementación de las medidas de reducción de la contaminación, deben estar claramente identificados y valorados durante el AGIES.

Una vez que se ha realizado el análisis de cumplimiento o de excedencia, se requiere definir cómo cada emisor logrará el objetivo propuesto por el instrumento regulatorio. Para este análisis, se deben considerar distintos escenarios futuros que dependerán del nivel de aplicación de la norma. En este caso, se pueden suponer diferentes tipos de escenarios, más o menos conservadores.

De manera general, los costos asociados a los instrumentos de regulación ambiental pueden ser clasificados en costos directos y costos indirectos. Para ambos casos, se deben considerar los precios sociales y descartar otros conceptos, por ejemplo, aquellos que sólo representan transferencias entre agentes de la economía, como es el caso del IVA.

Costos financieros o directos

Están referidos a costos de inversión, operación y mantención, monitoreo y fiscalización. Para estimar los costos totales por año es recomendable anualizar los costos de inversión, para simplificar el análisis cuando la vida útil de las inversiones no sea acorde al período de análisis.

- Costos de Inversión: Corresponden a los costos que se incurren en el momento de adquisición de equipos, infraestructura u otros insumos. Por lo general estos costos son realizados al comienzo y de ellos depende la creación del proyecto. Los insumos que se consideran parte de la inversión deben estar cuantificados.

Para anualizar se debe considerar el número de pagos y la tasa a utilizar. En general, se recomienda considerar un pago por año y el número de pagos debe ser igual a la vida útil de cada equipo, infraestructura u otro insumo.

En cuanto a la Tasa Social de Descuento, se recomienda utilizar el valor vigente establecido por Ministerio de Desarrollo Social (MIDESO) (Ministerio de Desarrollo Social, 2015) en un 6% anual.

La ecuación que determina el valor del pago anual es la siguiente:

$$PI = \frac{I_0 * TD * (1 + TD)^{vu}}{(1 + TD)^{vu} - 1}$$

Donde:

PI: Es el pago a realizar por año de la inversión.

I₀: Es la inversión inicial realizada.

TD: Es la tasa de descuento.

vu: Es la vida útil en años.

- Costos de Operación y Mantención: corresponden a todos los costos en que se incurrirá mientras esté en operación la medida de reducción correspondiente a la norma o plan en evaluación, tales como consumo de combustibles y mantenciones. Estos costos también deben ser anualizados.
- Costos de Monitoreo: Pueden ser de autocontrol o de calidad del agua.

- Fiscalización: corresponden a los costos de supervigilar el funcionamiento de las medidas de reducción para el cumplimiento de la regulación ambiental.

Costos indirectos

Se refieren a los costos producidos por impactos en la economía. Por ejemplo, el aumento de precios de productos o servicios relacionados con el medio acuático. Para analizarlos, se requiere incluir modelos macroeconómicos de compleja aplicación. Se sugiere enfocar el AGIES en los costos directos asociados a la implementación de la normativa.

¿En quién recaen los costos?

Además de definir todo los costos, en el AGIES se debe determinar quiénes son los impactados que deberán incurrir en ellos.

Para definir a los impactados se consideran tres actores: Emisores, Población y Estado. Cuando los costos comprenden la inversión y operación de medidas de abatimiento, además del autocontrol, recaen generalmente en los emisores, aunque el Estado podría subsidiar algunas inversiones. Una vez definidos los impactados, se deberán clasificar por rubro o sector económico como minería, acuicultura, sanitarias (plantas de tratamiento de aguas servidas), entre otros.

Cuando los costos están asociados al monitoreo de calidad y fiscalización recaen en el Estado, ya que éste es el responsable de vigilar el cumplimiento del instrumento. Finalmente, cuando los costos se refieren, por ejemplo, al pago por servicio de alcantarillado, recaen en la población.

En la siguiente tabla se presenta un resumen ordenado de la información anterior.

Tabla 12-1 Tabla Resumen de Costos

Costos asociados a	Ítem	Ejemplos de medidas	Inversión / Operación	Responsables
Reducción de la contaminación	Medidas de abatimiento sobre fuentes puntuales	Nuevas tecnologías en fuentes industriales	Inversión	Emisores
			Operación	Emisores
		PTAS	Inversión	Emisores
			Operación	Población
	Medidas de reducción de fuentes difusas	Control de riberas	Inversión	Estado
			Operación	Estado
Implementación de nuevas PTAS		Inversión	Privado	
Impermeabilización de Suelos	Inversión	Emisores		
Control de aplicación del instrumento	Autocontrol	Análisis de nuevos parámetros	Inversión	Emisores
		Aumento de frecuencia de muestreo	Operación	Emisores
	Monitoreo	Análisis de nuevos parámetros	Inversión	Estado
		Aumento de frecuencia de muestreo	Operación	Estado
	Fiscalización	Análisis de nuevos parámetros	Inversión	Estado
		Aumento de frecuencia de muestreo	Operación	Estado

Fuente: Elaboración propia

Costo de Oportunidad

El costo de oportunidad o alternativo, se refiere al costo asociado al no aprovechamiento de un recurso en la segunda mejor alternativa económica disponible. Permite comparar con mayor precisión escenarios económicos porque siempre que se toma una decisión de inversión, se deja de invertir en otro proyecto o iniciativa. En la realización de un AGIES existen dos tipos de situaciones en que la consideración del costo de oportunidad es importante: frente a una inversión y cuando se introduce un sustituto tecnológico más limpio al aplicado en el momento presente. En estos casos, se podría aplicar el Análisis de Costo Efectividad (ACE), al tener que comparar dos alternativas.

Frente a una inversión I_0 es importante considerar el retorno alternativo que pudo generar ese capital, por lo que I_0 no representa todo el costo asociado a la decisión de invertir. Existe además el ingreso adicional que pudo generar este capital al que se renuncia al momento de invertir. Para ello se debe considerar el periodo de duración de esta inversión y la tasa de retorno de la

alternativa de inversión. Es importante destacar que en la medida que un recurso alternativo es más escaso, su tasa de retorno es mayor. Esto se ve reflejado cuando comparamos dos economías, si en una el capital es un recurso abundante, la tasa de retorno tenderá a ser menor a la de una economía que presenta escasez de capital.

En concreto se recomienda utilizar una tasa de descuento social (TD) para evaluar el costo oportunidad (CO) de destinar un capital a la inversión, a la cual se asocia el tiempo de esta inversión (TI). Considerando utilizar siempre inversiones anuales, se entiende que el costo oportunidad será:

$$CO = I_0 * [(1 + TD)^{TI} - 1]$$

En cuanto al costo de implementar una tecnología limpia como medida de descontaminación, su costo neto es el diferencial entre el costo total de ésta y el costo de la tecnología alternativa (costo oportunidad) que se hubiera utilizado.

12.2. Cuantificación

La cuantificación de costos requiere identificar previamente los costos en los que se va a incurrir y quiénes son los responsables sobre los que recaerá la responsabilidad de pagarlos. Se definirán los costos que sean relevantes para el AGIES, considerando que habrá algunos que no impliquen diferencias importantes sobre el actual cumplimiento de la regulación.

i. Medidas de Reducción de Emisiones

Supuestos a considerar:

- En el caso de implementar tecnologías de abatimiento, se debe suponer que no existen impedimentos para instalar las tecnologías requeridas. La solución óptima, fruto de un modelo de optimización, es factible de instalar por parte del establecimiento emisor y no considerará impedimentos físicos u otros de instalación de las tecnologías de control.
- Dado que a veces es posible recurrir a una única tecnología para alcanzar los valores requeridos por la regulación, se asume como una opción escalar dicha tecnología. A modo

de aclaración, se entiende por escalar una tecnología el número de veces que se requiere instalarla en serie para conseguir los valores establecidos, o también como el tamaño relativo de la tecnología que se requiere en comparación con la tecnología estándar. Se puede utilizar tanto para el cálculo de emisiones como para la estimación de costos con diferentes eficiencias de remoción de contaminantes. El escalamiento se fundamenta en la necesidad de cumplir con la norma y en la existencia de cierta flexibilidad en cuanto a eficiencias de remoción de las tecnologías instaladas. El factor de escalamiento puede no ser un número entero, lo que implica ser conservador para las emisiones reducidas, ya que la empresa no reduce más allá de la norma. Esto no ocurre para los costos incurridos, pues se asume que la empresa posee total flexibilidad para instalar tecnologías de control según sus requerimientos de eficiencias.

La estimación de costos está basada en la minimización de la función de costos para cada punto de descarga sujeto al cumplimiento de la normativa. De acuerdo con esto, la formulación de la función objetivo a minimizar es la siguiente:

$$\text{Min } \sum_i C_i$$

Sujeto a

$$E_p = E_{0p} * \prod_i (1 - ef_{p,i})^{x_i} \leq N_p$$

Dónde:

C_i = Costo tecnología i

E_p = Emisiones finales parámetro p

E_{0p} = Emisiones actuales parámetro p

x_i = Factor de escalamiento asociado a tecnología i

$ef_{p,i}$ = Eficiencia tecnológica i sobre parámetro p

N_p = Norma parámetro p

Las ecuaciones asumen linealidad, es decir, si es necesario instalar 2 veces una misma tecnología ($x=2$), el costo final dobla el costo estándar.

ii. *Autocontrol, monitoreo y fiscalización*

Para cuantificar el autocontrol se requiere estimar el número de monitoreos y análisis anuales realizados por el emisor y la variación que determina la regulación implementada. Esta variación puede considerar el aumento en la frecuencia de muestreo o la variación de los análisis realizados o un cambio en los métodos analíticos.

12.3. Valoración

Como ya se ha mencionado, el AGIES requiere una valorización económica de los costos ajustada a la tasa social de descuento de MIDESO. Además de este ajuste, se deben aplicar otros que permitan un cálculo con la menor distorsión posible.

A continuación se presenta una tabla con los ajustes que deberán introducirse a los valores de costos, en el caso que exista una distorsión en el precio de mercado de algún componente de las medidas⁵.

Tabla 12-2 Ajustes a los costos

Caso	Descripción
Impuestos y subsidios	La parte del costo que corresponde a ingresos tributarios debe ser sustraída para así obtener el costo social.
Externalidades en el mercado de los insumos	Deberán considerar aquellas externalidades que generan una variación entre el costo social y el costo marginal de producir un insumo para el proyecto. En presencia de externalidades negativas, el costo a los privados subestima el costo social de utilizar este insumo.
Insumos monopolizados	El costo social de un bien es generalmente inferior al costo a los privados fijado por un monopolio.

Fuente: Green Lab UC, 2011

MIDESO en su documento “Precios Sociales vigentes” (Ministerio de Desarrollo Social, 2015) periódicamente revisa y propone los precios sociales de los factores básicos de producción tales como la tasa de descuento, mano de obra, divisa y otros precios sociales como el valor social del tiempo, el precio social de los vehículos nuevos, el precio del combustible, etc. En caso de que este documento defina el precio social que requiere el analista, éste deberá utilizar el valor presentado en dicho documento.

⁵ Para ampliar información a este respecto, consultar Fontaine (Fontaine, 2008).

CASOS

CASO 1. El MMA en el AGIES de la NSCA Maipo, realizó una evaluación de costos que supuso analizar el nivel de cumplimiento que hubiese tenido este instrumento de gestión en el caso de estar actualmente en aplicación. Se contrastaron los límites normativos con los valores característicos (percentil 95 o penúltimo dato según fuese el caso) de la serie de datos colectados entre los años 2010 y 2012. El siguiente paso consistió en estimar el costo que supondría alcanzar las metas propuestas para cada combinación parámetro-área de vigilancia donde las NSCA no se hubiesen cumplido. Para esto se diseñó un modelo integrado de emisión-calidad y económico, el cual determinó la combinación de medidas de abatimiento óptima bajo un criterio de costo efectividad. Es decir, minimizó los costos totales de modo de cumplir con la norma. Un factor relevante de este modelo fue la elaboración de un inventario de emisiones que incorporó información de fuentes puntuales, obtenida a partir de antecedentes proporcionados por la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). En este contexto, las soluciones propuestas por el modelo pudieron provenir desde la aplicación directa de medidas de abatimiento en las zonas con incumplimientos así como también, la reducción de fuentes emisoras emplazadas en otras áreas de vigilancia, ubicadas aguas arriba de estas delimitaciones.

De forma conjunta, el AGIES estimó los costos que supondría la implementación de un diseño de muestreo que permita un adecuado control y gestión de esta propuesta normativa, considerándose tanto los costos de laboratorio como los relacionados con aspectos de logística. Así se calculó el costo adicional que implicaría robustecer los monitoreos que actualmente realiza la DGA a través de un aumento de la periodicidad de muestreo (mensual), adición de nuevos parámetros y la inclusión de monitoreo biológico.

Cálculo de Costos:

El AGIES determinó que, en los potenciales escenarios de incumplimiento, el costo total de la norma sería de 44,8 MMUSD considerando 20 años de horizonte de evaluación. Un 87% de los costos atribuibles a fuentes puntuales recaerían en los sectores gas, electricidad, aguas y plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS). Un factor relevante es que la estimación de costos del AGIES se basó en un supuesto conservador, en el cual se atribuyó la totalidad de los costos de abatimiento a la presente normativa, independientemente del nivel de cumplimiento del D.S. 90.

Tabla 12-3 Valor presente de costos NSCA Maipo

Tipo de Costo	Valor (MMUSD)
Abatimiento	43,5
Monitoreo	1,3
Total	44,8

Fuente: MMA, 2013

12.4. Análisis distributivos de costos

La identificación de la distribución de costos es altamente recomendada en la elaboración de un AGIES ya que resulta interesante identificar quienes son los que incurren en los costos de aplicar normas o planes de descontaminación. A pesar de que para una medida se estime una razón beneficio-costos alta, sus resultados en la distribución de costos pueden tornar la medida poco recomendable. También puede ocurrir lo contrario, algunas medidas con una relación beneficio-

costo bajo pueden resultar recomendables si existe una aceptable distribución de sus costos entre los agentes responsables. Además, una medida con baja razón beneficio-costos, podría eventualmente resultar deseable desde un punto de vista de política pública para beneficiar o proteger en caso de ser necesario a ciertos grupos (ej. Grupos más vulnerables).

Por otra parte, también resulta recomendable desagregar los costos según distintos tipos de clasificación. Primero, se recomienda distribuir los costos según las fuentes y sectores afectados por las medidas de reducción presentes en los escenarios a evaluar. En la tabla siguiente, se presenta la distribución porcentual de costos calculados en el AGIES NSCA de Maipo, donde se aprecia que el mayor porcentaje del costo recae en las PTAS. Por área de Vigilancia, los costos mayores están asociados al AV MP-2.

Tabla 12-4 Participación de los costos de fuentes emisoras por rubros y Distribución de costos de fuentes emisoras por AV.

Rubro	Costo (%)	Área de Vigilancia	Costo (%)
Acuícola	1%	A-1	2%
Agrícola	0%	L-1	9%
Celulosa / Madera / Papel	3%	MA-3	1%
Gas / Elec / Agua	13%	MA-4	13%
Industria	2%	MP-2	75%
Pecuario	6%	P-2	0%
PTAS	74%	Total	100%
Total	100%		

Fuente: MMA, 2013

También puede ser interesante realizar un análisis distributivo con respecto a los tipos de costos asociados a las medidas (costos de inversión, operación y mantención, y fiscalización) según agente económico para reconocer quienes son los que absorben cada uno de esos costos. Por ejemplo, es importante reconocer qué agente social asume en su mayor parte la inversión ya que dicho monto se debe cubrir de una sola vez. La siguiente tabla muestra, a manera de ejemplo, cómo se pueden presentar los resultados. Cabe destacar que esta tabla es solo ilustrativa y permite ejemplificar cómo abordar el análisis. La distribución presentada corresponde a un caso ficticio.

Tabla 12-5 Distribución porcentual según tipo de costo e impactado

Tipo Costo	Emisores	Estado	Población
Inversión	91%	8%	1%
Operación-Mantenimiento	20%	10%	70%
Fiscalización	5%	95%	0%

Fuente: Elaboración propia

Puede ser de utilidad para el tomador de decisión desagregar aún más los agentes económicos. Por ejemplo, en un contexto en el que se desee promover el crecimiento económico será relevante desagregar el sector privado según el tamaño de las empresas que lo componen, como por ejemplo: grandes empresas y PYMES. Por otro lado, también se puede aumentar el nivel de detalle en la distribución de los costos entre la población. En este punto, puede resultar de gran interés identificar la situación de los grupos más vulnerables económicamente en escenarios con y sin norma, sobre todo porque para sectores de menores ingresos, los costos representarán un porcentaje más importante de sus gastos totales, generando una pérdida de bienestar mayor que en grupos más acomodados. De esta manera, se recomienda realizar un análisis sobre la distribución de costos que pueda ser utilizado por los tomadores de decisión en el contexto de elegir alternativas alineadas con los objetivos del Gobierno.

12.5. Análisis de sensibilidad e incertidumbre

De manera análoga a lo señalado en el capítulo de beneficios, el análisis de costos debe incluir el estudio de sensibilidad e incertidumbre de las estimaciones realizadas. Las consideraciones y metodologías propuestas, se definieron en detalle en el apartado 8 de **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia..**

A modo de ejemplo, el análisis de sensibilidad realizado en el AGIES de la revisión del D.S. 46, considera que los costos de tratamiento son los más relevantes en términos de magnitud. Se analiza la variación de los costos anuales de tratamiento para la situación con proyecto en función de variaciones de los valores de la norma.

Las franjas de la figura siguiente representan la variación de costos asociada al cambio en el valor de norma del parámetro en cuestión. Todo esto bajo la condición *ceteris paribus*, es decir,

manteniendo todas las demás variables y valores constantes. Las variaciones equivalen a un incremento del 50% del valor actual para el escenario laxo y a una reducción del 50% para el escenario estricto.

Por ejemplo, en el caso de aceites y grasas el valor de norma actual para la situación con proyecto es de 10 mg/L, por lo tanto, el escenario estricto evalúa una norma para este contaminante de 5 mg/L y de 15 mg/L para el escenario laxo, manteniendo para los demás parámetros los mismos valores de la situación actual con proyecto.

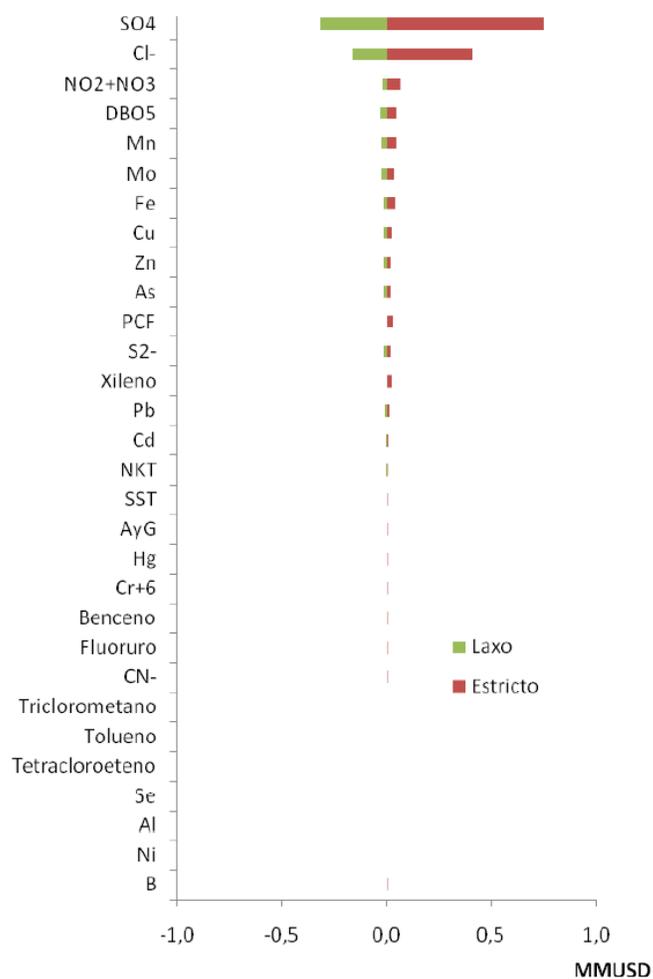


Figura 12-1 Análisis de sensibilidad de costos de tratamiento según variación de niveles de norma por parámetro. Fuente: MMA, 2010

La Figura 12-1 muestra que los costos de tratamiento son más sensibles frente a cambios de niveles de norma para SO_4^{2-} y Cl^- , lo que se debe a que estos están asociados al tratamiento terciario avanzado, que corresponde a la tecnología más costosa. Para SO_4^{2-} el escenario estricto implica un aumento en los costos, para la situación con proyecto, de 700 mil USD; mientras que para el escenario laxo los costos disminuyen en 300 mil USD. Para Cl^- los diferenciales corresponden a 400 mil USD y 160 mil USD para los escenarios estricto y laxo, respectivamente.

CASOS

CASO 1.-En el AGIES de la revisión del D.S.90, el MMA realiza dos análisis de sensibilidad. El primero varía el desfase de implementación de algunas modificaciones para fuentes emisoras existentes, mientras el segundo analiza el efecto de diferentes estimaciones de emisiones sin información.

a) Desfase de Implementación de Medidas para fuentes emisoras (FE) existentes

Se analizaron tres escenarios para las modificaciones que presentan gradualidad de aplicación para las fuentes emisoras existentes, correspondientes a las descritas en los puntos 2.4, 2.7 y 2.8 (Estuarios, Zona de Protección Litoral y Afluentes Lagos respectivamente). El primer escenario asume que las modificaciones comienzan a regir a partir del año 2011, el segundo asume que estas modificaciones aplican a partir de 2014, mientras que el último considera la exención de este tipo de fuentes. El año 2014 corresponde al año de aplicación de norma para las FE existentes propuesto en el anteproyecto (para ZPL corresponde al 2013), por lo que el escenario 2014 corresponde, en el caso de Afluentes Lagos y Estuario, al escenario de anteproyecto. Los resultados se presentan en términos de diferencial de costos (situación Base versus situación Con Proyecto) y se grafican a continuación:

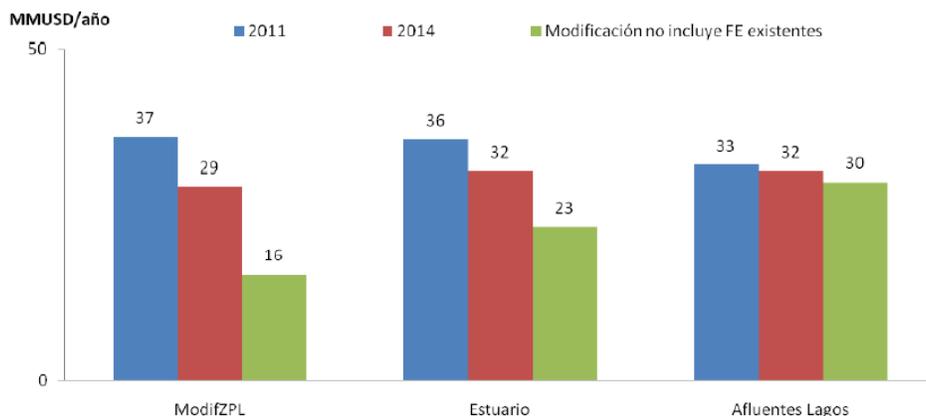


Figura 12-2 Flujo anualizado de costos totales de la revisión de norma según de aplicación de modificaciones para FE existentes. CP- SB.

Fuente: MMA, 2011.

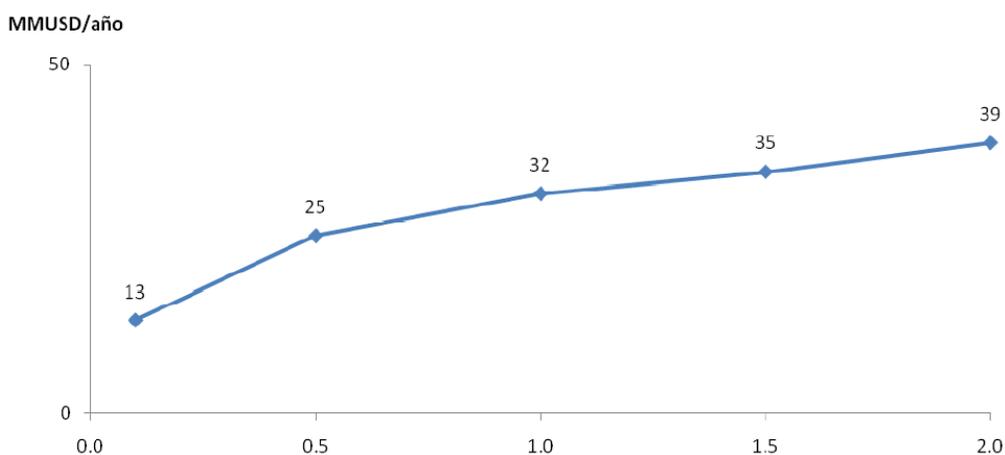
Se observa que la exención de las FE de la modificación ZPL es la que presentaría el menor costo total de revisión de norma de todos los escenarios graficados, obteniéndose un costo de 16 MMUSD/año versus los 32 MMUSD/año según lo propuesto en el anteproyecto (modificación a regir a partir del año 2013 para FE existentes). A su vez, una eximición de las FE existentes para la modificación Afluentes Lagos implicaría una disminución de los costos totales de la revisión

de norma en 2 MMUSD/año, redundando esto en un costo 30 MMUSD/año. Para estuarios esta diferencia es de unos 9 MMUSD/año.

b) Estimación emisiones sin información

Se decidió realizar un análisis de sensibilidad de costos frente a variaciones de la estimación de emisiones sin información, explicada en el capítulo 7.1.4. Para ello se calcularon los costos para diferentes escenarios según variaciones porcentuales de dichas estimaciones.

La siguiente figura presenta el costo total anualizado asociado a la revisión de norma según variaciones porcentuales de la estimación referencial de emisiones sin información realizada en el presente reporte. Cabe recordar que el flujo anualizado corresponde a la diferencia entre la situación Con Proyecto y la situación Base.



Fuente: MMA, 2011

A partir del gráfico se observa que los costos totales de la revisión de norma son sensibles a la estimación de emisiones para las cuales actualmente no se cuenta con información. Por ejemplo, si la estimación inicial es un 50% más alta respecto a lo inicialmente estimado (según la metodología expuesta en el capítulo 7.1.4), el diferencial de costos totales aumenta en 3 MMUSD/año, pasando de 32 a 35 MMUSD/año.

De lo anterior se desprende la importancia de conocer de la mejor forma posible las emisiones de los parámetros no monitoreados y de los cuales no se dispone información.

12.6. Costo-efectividad y Costo-eficiencia de medidas de reducción de emisiones

Durante el desarrollo del AGIES se debe considerar siempre el criterio costo efectividad al momento de seleccionar la inclusión de una tecnología de reducción de emisiones. Esto implica que, si en el caso de que existan dos tecnologías para el cumplimiento de un mismo objetivo y que producen la misma reducción de emisiones, el analista debe seleccionar la que posea el menor costo total de implementación (incluyendo costo de inversión, de operación y mantención, y fiscalización), en otras palabras, se elige la alternativa que alcance el objetivo con el menor costo.

13. Resumen de beneficios y costos

El objetivo de este capítulo es presentar los resultados más importantes del análisis de costos y beneficios que facilitan el proceso de toma de decisiones y la presentación de los resultados obtenidos mediante un AGIES en el medio acuático.

A continuación se explica la necesidad de aplicar una tasa de descuento y de realizar el cálculo del beneficio social neto, como medida del resultado del AGIES. Además, se entregan indicadores para el análisis de impactos económicos, lo que se deberá complementar con los análisis de sensibilidad e incertidumbre presentados en los capítulos de costos y beneficios.

13.1. Selección de la tasa de descuento

La tasa de descuento tiene por objetivo descontar los flujos monetizados en el cálculo de los costos y beneficios asociados a los distintos períodos de tiempo en una base comparable. La tasa de descuento hace referencia al valor en el tiempo de los costos y beneficios desde la perspectiva de la sociedad (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011).

La elección de distintas tasas de descuento puede tener efectos importantes sobre el Valor Actual Neto (VAN) del proyecto, y por lo tanto, en la conveniencia de la regulación evaluada. La principal consecuencia de la aplicación de la tasa de descuento es la reducción de la magnitud de los beneficios: mientras mayor sea la tasa de descuento, mayor será la reducción (Ashford & Caldart, 2008). La tasa de descuento puede catalogar a una medida que produzca beneficios a muy largo plazo como poco atractiva (GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A., 2011).

La tabla siguiente presenta cómo el valor presente de 1 peso disminuye a medida que aumenta la tasa de descuento y a medida que se evalúa con más tiempo, medido en años.

Tabla 13-1 Valores de tasa de descuento

Año t	Tasa de descuento				
	2%	4%	6%	8%	10%
10	0,82	0,68	0,56	0,46	0,39
20	0,67	0,46	0,31	0,21	0,15
30	0,55	0,31	0,17	0,12	0,06
40	0,45	0,21	0,10	0,05	0,02
50	0,37	0,14	0,02	0,00	0,00
100	0,14	0,02	0,00	0,00	0,00

Fuente: (Ashford & Caldart, 2008)

En Chile, el Ministerio de Desarrollo Social (MIDESO) sugiere, desde el año 2011, una tasa de descuento social de 6% para la evaluación de proyectos. No obstante, debido a lo expuesto en los párrafos anteriores, se sugiere realizar un análisis de sensibilidad que permita afrontar la incertidumbre relacionada con la tasa de descuento y que evalúe al menos dos escenarios: uno con una tasa social menor a la sugerida y otro con una tasa mayor al 6%.

13.2. Agregación de beneficios y costos

En el AGIES, se debe incluir un resumen de los beneficios y costos analizados, que incluya y diferencie los que se identificaron y cuantificaron, de los que se monetizaron. Como ejemplo a seguir en la realización de este tipo de resumen, se ha considerado el trabajo realizado por la Environmental Protection Agency de USA (U.S. EPA) en el estudio de Costo y Beneficio de una propuesta de normativa de fuentes emisoras del tipo generadores de energías con vapor (*U.S. Environmental Protection Agency, 2013*). En dicho análisis los beneficios de reducir las descargas de contaminantes son categorizados en términos de: Salud Humana, Condiciones Ecológicas y Recreativas, Calidad de Aguas Subterráneas, Mercado y Productividad, Relacionados con aire y Reducción de Extracciones.

En base a esta evaluación, la siguiente tabla resume algunos ejemplos de beneficios analizados en los AGIES de medio acuático realizados en Chile. Para más información, se recomienda revisar los diversos documentos referenciados en la bibliografía.

Tabla 13-2 Resumen de Beneficios identificados, cuantificados y valorizados

Categoría	Efecto de la propuesta normativa	Cuantificación	Valorización	Metodología
Beneficios en Salud Humana de la mejora de calidad de agua superficial				
Disminución de casos de enfermedad de fiebre tifoidea	Reducción de exposición a contaminantes como <i>Echericha coli</i>	X	X	Costo Evitado AGIES DS90
Abastecimiento de Agua Potable Rural	Protección de acuíferos	X	X	Disposición a Pagar AGIES DS46
Menores Costos en salud	Probabilidad de toxinas en el agua			AGIES NSCA Villarrica
Beneficios en condiciones ecológicas y uso recreacional de la mejora de calidad de agua superficial				
Recuperación de cuerpos de agua	Reducción de exposición a parámetros contaminantes	X	X	Costo Evitado AGIES DS90 AGIES NSCA Villarrica
Remediación de estuarios	Reducción de exposición a parámetros contaminantes	X		AGIES DS 90
Remediación de Aguas subterráneas	Reducción de exposición a parámetros contaminantes	X		Transferencia de Beneficios AGIES DS 46
Mayor Biodiversidad	Disponibilidad de Oxígeno en el agua			AGIES NSCA Villarrica
Mejora de las condiciones ecológicas	Reducción de descargas de contaminantes	X	X	Transferencia de Beneficios / Disposición a Pagar DS90
Protección de especies	Reducción de exposición a parámetros contaminantes	X		Análisis de Riesgo Ecológico AGIES NSCA Maipo AGIES NSCA Valdivia AGIES NSCA Valdivia
Beneficios en Mercado y Productividad				
Producción de centros productivos pesqueros nacionales	Modificaciones a la zona de protección litoral	X	X	Valoración contingente DS90
Valor recreativo y estético	Calidad del Agua			AGIES NSCA Villarrica
Precio de las propiedades de ribera del lago	Mejora en la transferencia media del lago	X	X	Precios Hedónicos AGIES NSCA Villarrica

Fuente: Elaboración Propia

A partir de los beneficios identificados en el AGIES, el análisis final de beneficio social neto deberá considerar todos aquellos impactos a los que se pudo asignar una valoración económica.

Sobre los costos, el documento de referencia establece que los costos a la sociedad corresponden al costo de oportunidad de emplear los recursos en bienestar humano, en lugar de prevenir el daño ambiental ocurrido por las descargas de desechos al medio acuático (U.S. Environmental Protection Agency, 2013).

Algunos de los costos analizados en los AGIES realizados en Chile son los siguientes:

Tabla 13-3 Ejemplos de costos analizados en AGIES realizados en Chile

Medida	Cuantificación	Valorización	Metodología / Documento
Implementación y Monitoreo	X	X	AGIES NSCA Villarrica AGIES NSCA Biobío AGIES NSCA Maipo
Abatimiento (General)	X	X	AGIES NSCA Biobío AGIES NSCA Maipo
Autocontrol	X	X	AGIES DS 46 AGIES DS 90
Medidas para prevenir la eutrofización: Construcción de PTAS	X	X	AGIES NSCA Villarrica
Medidas para prevenir la eutrofización: Tecnologías para PTAS	X	X	AGIES NSCA Villarrica
Medidas para prevenir la eutrofización: Implementación de Alcantarillado	X	X	AGIES NSCA Villarrica
Medidas para prevenir la eutrofización: Recuperación de Vegetación Ripariana	X	X	AGIES NSCA Villarrica

Fuente: Elaboración Propia

En este punto, se deben considerar todos los costos y beneficios valorizados en los diferentes escenarios evaluados y en los diferentes períodos de tiempo analizados.

13.3. Agregación de beneficio social neto

La agregación de beneficio social neto consiste en comparar aquellos beneficios y costos percibidos y cuantificados de las distintas medidas de mitigación presentes en el AGIES. Por tanto, se deben agregar los beneficios sociales netos que cada una de ellas logra tanto en salud como agricultura. De esta manera, el beneficio social neto de una medida de mitigación sería:

$$BSN_j = \sum_i BSNE_{ij}$$

Donde:

BSN_j = Beneficio social neto agregado (incluyendo todos los beneficios analizados) dada una mejora de calidad atribuible a una medida de mitigación j.

$BSNE_{ij}$ = Beneficio social neto en el tipo de efecto i dada una mejora de calidad atribuible a una medida de mitigación j.

Finalmente, se deben calcular los beneficios de cada medida, reforma o programa para desarrollar el análisis de impacto económico y social.

13.3.1. Análisis de impactos económicos

Una vez que los análisis técnicos ya están realizados, y los costos y beneficios asociados a cada uno de los escenarios a causa de las medidas de mitigación estén calculados, el paso siguiente consiste en analizar los resultados económicos (costos y beneficios) de las medidas de reducción de emisiones. Para facilitar a los tomadores de decisión la comprensión del análisis, se recomienda presentar los resultados bajo distintos criterios y métricas. De esta manera, se pueden priorizar las medidas más convenientes desde distintos puntos de vista.

A continuación se recomiendan indicadores económicos y métricas que pueden proveer a los usuarios del AGIES mayor comprensión acerca del impacto de las medidas.

a) Indicadores económicos

Los indicadores económicos se basan en los resultados obtenidos en los pasos previos de análisis y su utilidad está en presentar la información desde distintas perspectivas clasificando las diferentes normas o medidas de mitigación. El uso de distintos indicadores es beneficioso para el usuario final del AGIES, ya que respalda decisiones restringidas por diferentes razones. Así cada indicador compara las medidas bajo un criterio distinto agregando valor a los resultados del análisis general. A continuación, se presentan algunos de los indicadores que se recomienda utilizar.

Donde,

- *Costo [USD]*: costo de implementar medidas.
 - *Beneficios [USD]*: beneficio social producto de las reducciones.
 - *Beneficio Anual [USD]*: beneficio social anualizado.
 - *Reducción [ton] o [μg]*: reducción en emisiones o concentración.
 - *t*: período en que se produce el flujo de beneficios.
-
- *Costo efectividad*: se refiere al costo de lograr una reducción unitaria de emisiones o de concentraciones de un contaminante $\$/ton$ reducida o $\$/\mu g/m^3$ reducido. Éste es un indicador parcial, que considera el costo, pero no el beneficio total resultante de las reducciones, por lo que su aplicación es más limitada. En algunos casos, cuando una medida reduce la concentración de varios contaminantes a la vez, no existe un método

infalible para la asignación de los costos a cada una de las reducciones. En estos casos, el costo efectividad se calcula de la siguiente manera:

$$\text{Costo Efectividad} = \frac{\text{Costo}}{\text{Reducción}} \left[\frac{\text{USD}}{\mu\text{g}} \right]$$

O bien:

$$\text{Costo Efectividad} = \frac{\text{Costo}}{\text{Reducción}} \left[\frac{\text{USD}}{\text{ton}} \right]$$

- *Razón Beneficio Costo*: El indicador Beneficio sobre Costo (B/C) indica la relación existente entre beneficios y costos. Si éste arroja un valor superior a 1, se trata de un proyecto de rentabilidad social positiva. Mientras mayor sea la razón, la medida es más rentable socialmente.

$$B/C = \text{Beneficio} / \text{Costo}$$

- *Beneficio Social Neto*: el beneficio social neto (BSN) de un proyecto de mitigación considera todos los flujos futuros monetarios generados por la realización del proyecto. Los flujos negativos serán producto de todos los costos sociales asociados; por su parte, los positivos serán a causa del beneficio social en salud, agricultura y otros que se generen debido, por ejemplo, a la mejora en la calidad del aire. Los flujos deberán descontarse según la tasa correspondiente a cada uno de ellos. Tras realizar el cómputo, un saldo positivo representa una rentabilidad social positiva. El VAN (en nuestro caso llamado BSN) es reconocido como el mejor indicador desde un punto de vista teórico; Layard y Glaister (1994) proveen una serie de argumentos microeconómicos para preferir el VAN por sobre la tasa interna de retorno (TIR) y la tasa de retorno del primer año.

$$BSN = \sum \frac{\text{Beneficio Neto Anual}}{(1+r)^t}$$

Donde,

BSN: Beneficio Social Neto

r: Tasa de descuento seleccionada para el desarrollo del AGIES a la cual se descuentan los flujos.

14. Aplicación de la metodología en instrumentos de gestión ambiental

La metodología de evaluación de impactos asociados a la aplicación de normativas de calidad de aguas explicada en esta Guía, es aplicable a diferentes instrumentos de gestión. En este capítulo se realiza una revisión de cómo aplicar la metodología propuesta en anteproyectos de normas de calidad (primaria y secundaria), normas de emisión, planes de prevención y planes de descontaminación.

En primer lugar, se definirán los alcances de los indicadores y antecedentes relevantes según tipo de norma, para luego examinar cómo aplicar cada una de las etapas del AGIES en la evaluación según tipo de instrumento.

14.1. Indicadores y antecedentes relevantes según tipo de norma

Para identificar los alcances que se requieren incluir en los elementos definidos, es necesario contar con antecedentes base que satisfagan el análisis. Dependiendo de los medios afectados (ambiental, económico, social), se deberá considerar un listado de información mínima a analizar e incorporar en el análisis.

En los AGIES realizados por el Ministerio de Medio Ambiente, se aplicaron una serie de indicadores que consideraron los antecedentes necesarios para la evaluación de los impactos y para la elaboración del análisis de impacto económico y social.

Para cada normativa a la que se aplique el AGIES, deberá definirse el alcance geográfico y seleccionarse los indicadores según su grado de aplicabilidad e interés. Para una norma de calidad, por ejemplo, se deben considerar los antecedentes de usos de suelos y su relación con el aporte de nutrientes al cuerpo de agua (fuentes difusas). Sin embargo, para un AGIES de una norma de emisión esto no es necesario pues los cambios atribuibles a la implementación de este tipo de norma, sólo se cuantifica mediante los cambios en la calidad del cuerpo receptor que son consecuencia de la disminución de las descargas directas de las fuentes puntuales.

En la siguiente tabla, se presentan los indicadores más relevantes de acuerdo con los tipos de normativa evaluadas. Estos son los que deberían considerarse en el análisis de antecedentes de un AGIES.

Tabla 14-1 Indicadores relevantes por tipo de norma

Antecedente	Indicador	Norma calidad	de	Norma Emisión	de	PDA o PPA
Descripción Geográfica	Cuenca Hidrográfica	X				X
	Uso de Suelo	X				X
	Recursos Hídricos	X				X
	Caudal	X		X		X
Caracterización socioeconómica y demográfica	Caracterización sociodemográfica	X				X
	Proyección de Población	X				X
Caracterización económica	Localización de actividades económicas	X		X		X
	Proyección de actividades económicas	X		X		X
	Definición de actividades relevantes susceptibles de generar contaminación	X		X		X
Caracterización "Ecológica"	Presencia de áreas de relevancia ambiental	X				
	Descripción de biota acuática y ecosistemas	X				
	Espacialización de SSEE provistos por la unidad de análisis	X				
Regulación a evaluar (Anteproyecto, Proyecto definitivo)	Ubicación de estaciones de monitoreo y área de vigilancia	X				X
	Valores por parámetro y área de vigilancia	X				X
Identificación de contaminantes	Inventario de fuentes puntuales	X				X
	Inventario de fuentes difusas	X				X
	Parámetros relevantes para la unidad de análisis	X				X

Fuente: Elaboración Propia

14.2. Definición del alcance de la evaluación

El alcance geográfico de cada norma está definido en cada uno de los instrumentos, así como la ubicación de los elementos normados o los límites físicos que limitan la interacción del cuerpo de agua y su entorno. En general, para lagos y ríos, el análisis se debe realizar en toda la cuenca hidrográfica que los contiene, considerando la información disponible (datos, etc.) en una escala

que permita obtener resultados que sean comparables con los parámetros definidos en el instrumento.

Las Normas de emisión pueden tener un alcance nacional o local según se defina su alcance. Un ejemplo de alcance local es un plan de descontaminación aplicado a una zona concreta. Las normas de alcance nacional establecen objetivos para todo el territorio (por ejemplo, D.S. 90, D.S. 46).

En cuanto a los contaminantes evaluados, estos estarán directamente relacionados con el objetivo del instrumento en estudio.

Las normas secundarias buscan preservar y/o mejorar la calidad ambiental, por lo que se considerarán los contaminantes que atenten contra esas propiedades del medio normado. Por otra parte, las normas primarias tienen como objetivo preservar la calidad de las aguas en un nivel apto para el desarrollo de actividades en las que las personas tienen contacto o uso directo con el medio acuático.

Las normas de emisión tienen por objetivo controlar la descarga de contaminantes al medio acuático, la presencia de estos contaminantes y sus efectos, entendiéndose que puedan ser tanto efectos sobre el medio ambiente como sobre el ser humano.

En cuanto a los receptores de los impactos positivos y negativos de la aplicación de cada instrumento, se debe destacar que están relacionados directamente con el objetivo de la regulación. En algunos casos los impactos recaerán sobre los tres grupos identificados: población, actividades económicas y medio ambiente. Pero en otros casos, sólo se verán afectados uno o dos grupos receptores.

La Tabla 14-2 resume los alcances mínimos que deben considerarse según el tipo de instrumento de gestión ambiental.

Tabla 14-2 Resumen de aplicación de Alcance

ETAPAS / INSTRUMENTOS	Normas Primarias de Calidad Ambiental	Normas Secundarias de Calidad Ambiental	Normas de Emisión	Instrumentos económicos	Plan Prevención y Descontaminación
Definición de Alcance					
Temporal		Vida útil de medidas de Abatimiento	Vida útil de medidas de abatimiento		
Espacial	Territorio Nacional	Local	Nacional o Local	Definido por el instrumento	Local
Contaminantes / Efectos	Efectos sobre la salud humana	Efectos sobre medio Ambiente	Efectos sobre salud humana y medio ambiente	Objetivos del Instrumento	Objetivos del Plan
Fuentes Emisoras	Puntuales y Difusas	Puntuales y Difusas	Puntuales	Puntuales y Difusas	Puntuales y Difusas
Receptores	Población	Medio Ambiente y Medio económico	Actividades económicas Población	Población Actividades económicas Medio Ambiente	Población Actividades económicas Medio Ambiente

Fuente: Elaboración Propia

14.3. Estimación de Emisión / Calidad y Concentraciones

Tal y como se explicó en los capítulos anteriores, la estimación de emisiones y el levantamiento de la línea base de calidad, mediante el uso modelos y estimaciones, permitirán analizar la influencia de la regulación sobre la calidad del cuerpo de agua receptor. Sin embargo, los AGIES para normas de emisiones sólo deben registrar las mejoras ambientales producto de la disminución de la carga contaminante directa vía las fuentes puntuales. En cambio, las normas de calidad deben incluir todas las fuentes de contaminación presentes en el área normada (puntuales y difusas). En la tabla siguiente, se resume la aplicación de la metodología en los instrumentos de regulación:

Tabla 14-3 Estimación de Emisiones y Análisis de Calidad en instrumentos de regulación

ETAPAS / INSTRUMENTOS	Normas Primarias de Calidad Ambiental	Normas Secundarias de Calidad Ambiental	Normas de Emisión	Instrumentos económicos	Plan Prevención y Descontaminación
Estimación de Emisión / Calidad	Inventario de emisiones Línea Base de Calidad	Inventario de emisiones Línea Base de Calidad y modelación de Proyección de calidad y emisiones	Inventario de emisiones	Inventario de emisiones Línea Base de calidad	Inventario de emisiones Línea Base de calidad

Fuente: Elaboración Propia

14.4. Análisis de Beneficios y Costos

El análisis de beneficios se debe realizar a partir de la estimación de los cambios en la calidad de los cuerpos receptores afectados. En el caso de una norma de calidad, se deben considerar todas las fuentes contaminantes y, en cambio, en una norma de emisión sólo las fuentes puntuales reguladas. Por otra parte, en las normas de ámbito nacional existen restricciones económicas que limitan los análisis a aproximaciones que sólo consideran los posibles beneficios derivados del cambio parcial de fuentes puntuales. Este es el caso del D.S 90, para aguas superficiales, y del D.S 46, para aguas subterráneas.

Los costos de las actividades o medidas definidas para cumplir los objetivos establecidos por los instrumentos de regulación, serán valorizados en términos monetarios sin distinción del tipo de instrumento. La selección de medidas debe ser realizada buscando el uso de la tecnología al mínimo costo (Análisis costo efectividad).

La evaluación final de costos considerará las medidas para lograr los objetivos y las actividades necesarias para garantizar el cumplimiento de la normativa. Es decir, los costos de reducir las emisiones y la fiscalización.

En el caso de las normas secundarias, se deberán cuantificar los costos incurridos por las fuentes emisoras en abatimiento, operación y mantención de medidas de abatimiento, lo mismo que en la evaluación de normas de emisión. Para estas últimas, en cambio, no aplicará la adición de costos de fiscalización, ya que no es responsabilidad del estado el supervigilar las emisiones (si para las normas de calidad).

En los casos de instrumentos económicos y planes de prevención o descontaminación, el cálculo de costos debe considerar las actividades específicas que puedan ser requeridas por cada regulación, entre las que se pueden incluir algunas como la educación ambiental. El objetivo es que todos los AGIES realicen el análisis y cálculo de costos totales asociados a la implementación de la regulación.

Tabla 14-4 Aplicación de análisis de costos

ETAPAS / INSTRUMENTOS	Normas Primarias de Calidad Ambiental	Normas Secundarias de Calidad Ambiental	Normas de Emisión	Instrumentos económicos	Plan Prevención y descontaminación
Análisis de Costos					
Identificación	Monitoreo Abatimiento Fiscalización	Abatimiento Operación Mantenimiento Fiscalización	Abatimiento Operación Mantenimiento	Monitoreo Abatimiento Fiscalización Actividades específicas del instrumento	Monitoreo Abatimiento Fiscalización Actividades específicas del plan
Cuantificación	Monitoreo Abatimiento Fiscalización	Monitoreo Abatimiento Operación Mantenimiento Fiscalización	Abatimiento Operación Mantenimiento	Monitoreo Abatimiento Fiscalización Actividades específicas del instrumento	Monitoreo Abatimiento Fiscalización Actividades específicas del plan
Valorización	Monitoreo Abatimiento Fiscalización	Monitoreo Abatimiento Operación Mantenimiento Fiscalización	Abatimiento Operación Mantenimiento	Monitoreo Abatimiento Fiscalización Actividades específicas del instrumento	Monitoreo Abatimiento Fiscalización Actividades específicas del plan

Fuente: Elaboración Propia

14.5. Resumen de beneficios y costos

El resumen de beneficios y costos deberá incluirse en el análisis de todos los instrumentos. Como se ha explicado anteriormente, el resumen deberá considerar todos los beneficios y costos que hayan sido valorados económicamente durante el desarrollo del AGIES.

Tabla 14-5 Aplicación de resumen de costos y beneficios

ETAPAS / INSTRUMENTOS	Normas Primarias de Calidad Ambiental	Normas Secundarias de Calidad Ambiental	Normas de Emisión	Instrumentos económicos	Plan Prevención
Resumen de beneficios y costos					
Beneficio Neto	X	X	X	X	X
Análisis de Sensibilidad	X	X	X	X	X
Análisis de Incertidumbre	X	X	X	X	X

Fuente: Elaboración propia

15. Bibliografía

- Ashford, N., & Caldart, C. (2008). Environmental Law, policy and econocmis: reclaiming the environmental agenda. *The Mit Press*.
- ATSDR. (2016). Toxic Substances Portal. Retrieved from <http://www.atsdr.cdc.gov/>
- Balvanera, P., & Cotler, H. (2009). Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. *Capital Natural de Mexico, Vol. II: Estado de Conservacion Y Tendencias de Cambio, II*, 185–245.
- Becker, G. (1965). A Theory of the Allocation of Time. *The Economic Journal*, 75.
- CCG UC. (2010). Estimaciones de Costo y Potencial de Abatimiento de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero para Diferentes Escenarios Futuros, 187.
- Chow, V. Te, Maidment, D., & Mays, L. (1994). *Hidrología Aplicada*.
- Cifuentes, L. (2008). Generación de Metodología para el Desarrollo de Análisis General del Impacto Económico y Social de Normas Secundarias de Calidad de Agua. *Estudio Realizado Para La Comisión Nacional de Medio Ambiente*.
- Clerc, J., Díaz, M., Campos, B., & BID. (2013). *Desarrollo de una metodología para la construcción de curvas de abatimiento de emisiones de GEI incorporando la incertidumbre asociada a las principales variables de mitigación*.
- Conama. (2004). Guía para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental, 1–18.
- Cousillas, A. (2007). Contaminacion del agua. *Introducción a La Química Ambiental*, 165.
- Cristeche, E., & Penna, J. (2008). Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. *Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria*.
- De Nocker, L., Broekx, S., Liekens, I., Görlach, B., Jantzen, J., & Campling, P. (2007). Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Final Report. *Study for DG Environment. Acedido Em*, (July), 152. Retrieved from http://www.i-tme.nl/pdf/framework_directive_economic_benefits_implementation_report_sept12.pdf
- Dictuc SA. (2010). *Estudio sobre Modelos Matemáticos de Calidad de Agua y Sedimentos Informe Final Pontificia Universidad Católica de Chile División Ingeniería Hidráulica y Ambiental Abril del 2010*.
- Educarchile. (2016). ¿Qué es la contaminación? Retrieved from <http://www.educarchile.cl/ech/pro/app/detalle?ID=135675>
-

- Environmental Protection Agency. (2011). EPA - Air Quality Management (AQM) Online Portal - Emissions Inventory. Retrieved from http://www.epa.gov/air/aqmportal/management/emissions_inventory/
- Fontaine, E. R. (2008). *Evaluación Social de Proyectos*.
- Fundación Chile. (2010). *Estimación de Costos de Abatimiento de Contaminantes en Residuos Líquidos*.
- Fuster, R., León, A., Vargas, X., & Parga, F. (2002). El índice de pobreza hídrica aplicado a la cuenca del río Limarí en Chile semiárido, (1), 93–109.
- Gallego, A., & Universidad Nacional de Cuyo, A. (1999). *Valoración contingente de un espacio verde*.
- González, S. (2007). Contaminación difusa de las aguas. *Inia - Tierra Adentro*, Noviembre, 21–25.
- GreenLabUC-Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A. (2011). Guía metodológica para la elaboración de un análisis general de impacto económico y social (AGIES) para instrumentos de gestión de calidad del aire. *Estudio Solicitado Por El Ministerio Del Medio Ambiente*.
- Gurel, M., Erturk, A., Seker, D., Tanik, A., Ekdal, A., Avsar, A., & Ozturk, I. (2011). Estimation of monthly diffuse nutrient loads for a watershed in Turkey. *Water and Environment Journal*, 25, 219–229.
- IDEPE, C.-. (2003). *DIAGNOSTICO Y CLASIFICACION DE LOS CURSOS Y CUERPOS DE AGUA SEGUN OBJETIVOS DE CALIDAD*.
- Johnes, P. J., & Heathwaite, A. L. (1996). Modelling the impact of land use change on water quality in agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 11, 269–286.
- Kolstad, C., & Oxford University. (2000). *Environmental Economics*.
- Kopp, R., & Kruonick et al. (1997). Cost-benefit analysis and regulatory reform. *Human and Ecological Risk Assessment: N International Journal*.
- Landers, D. H., & Nahlik, A. M. (2013). Final Ecosystem Goods and Services Classification System (Fegs-Cs), (August), 108. <http://doi.org/EPA/600/R-13/ORD-004914>
- Lave, L., & Gruenspecht, H. (1991). Increasing the Efficiency and Effectiveness of Environmental Decisions - Benefit-Cost-Analysis and Effluent Fees - a Critical-Review. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41(5), 680–693. Retrieved from <Go to ISI>://WOS:A1991FM56000003
- Leal, J. (2010). *VALORIZACION ECONOMICA DEL MEDIO AMBIENTE Y LOS IMPACTOS AMBIENTALES*. Retrieved from

http://www.cepal.org/ilpes/noticias/paginas/7/40547/LEALJUEVES19_1_VALORIZACION_ECONOMICA.pdf

- Liu, R. M., He, M. C., & Wang, X. . (2008). Application of the export coefficient model in estimating nutrient pollution of Dahuofang Reservoir Drainage Basin, Daliao River, China. In *The 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering* (pp. 3645–3648).
- López, C. (2009). Guía para la utilización de aguas grises de lavamanos en establecimientos educacionales. *CONAMA*, 34.
- Loucks, D. P., Beek, E. Van, Stedinger, J., & Van Beek, E. (2005). *Water resources systems planning and management. An introduction to methods, models and applications. Studies and Reports in Hydrology series*. Retrieved from <http://dspace.library.cornell.edu/handle/1813/2804>
- Mattikalli, N. M., & Richards, K. S. (1996). Estimation of surface water quality changes in response to land use change: application of the export coefficient model using remote sensing and geographical information system. *Journal of Environmental Management*, 48, 263–282.
- Medina, M. H., & Encina-Montoya, F. (2003). Incorporación de la Evaluación de Riesgo Ecológico en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental para ecosistemas acuáticos en Chile. *REVISTA AMBIENTE Y DESARROLLO de CIPMA*, XIX(3-4), 19–27.
- Ministerio de Desarrollo Social. (2015). Precios sociales vigentes, 1–17.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2013). *Análisis de riesgo ecológico por sustancias potencialmente contaminantes en el aire, suelo y agua*.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2014a). *Generación de información base para la evaluación de normas de calidad ambiental y emisión: revisión y actualización sobre tecnologías y costos de abatimiento de contaminantes en residuos líquidos*.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2014b). *Informe AGIES NSCA Biobío*.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2010). *AGIES DS46*.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2011a). *AGIES DS90/00*.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2011b). *Análisis General De Impacto Económico Y Social Del Anteproyecto De Normas Secundarias De Calidad Ambiental Para La Protección De Las Aguas Del Lago Villarrica*, 75.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2011c). *Co-Beneficios de la Mitigación de Gases de Efecto Invernadero*.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2015). *Propuesta sobre Marco Conceptual, definición y clasificación de servicios ecosistémicos para el MMA*.

- Ministerio del Medio Ambiente. (2016a). Inventario Nacional de Especies. Retrieved from <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/Default.aspx>
- Ministerio del Medio Ambiente. (2016b). Registro Nacional de Áreas Protegidas. Retrieved from <http://rnap.mma.gob.cl/areas-protegidas/>
- Ministerio del Medio Ambiente División de Recursos Naturales. (2011). *Áreas Protegidas En Chile. Protección Al Ambiente.*, 38.
- MINSEGPRES. Ley 19.300 Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente (1994).
- Morgan, M., Al, H. et, & Cambridge University. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitativ Risk and policy analysis.*
- OECD. (1982). *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control.*
- Omemik, J., & U.S. EPA. (1976). *The influence of land use on stream nutrient levels.*
- Oyarzún, R., Arumí, J., Salgado, L., & Mariño, M. (2007). Sensitivity analysis and field testing of the RISK-N model in the Central Valley of Chile. *Agricultural Water Management*, 3, 251–260.
- Pearce, D. W., & Turner, R. K. (1990). *Economics of natural resource and the environment.*
- Reckhow, K. H., Beaulac, M. N., & Simpson, J. T. (1980). *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients.*
- Rodrigo, P. (2013). *Servicios Ecosistémicos: Importancia Económica y Social*, 0–24.
- Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clark, K., Baillie, J., Ash, N., Benson, J., Boucher, T., ... Zamin, T. (2012). Definición de Categorías de UICN para Ecosistemas Amenazados. *Conservation Biology*, 25(2011), 21–29.
- Sanchón, M. V., & Hernández, C. (2002). La contaminación del agua. Retrieved from <http://www1.ceit.es/asignaturas/ecologia/Hipertexto/00General/IndiceGral.html>
- Sartori, D., & Al, E. (2014). *Guide to Cost-benefit Analysis of Investment Projects Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020.* European Commission. <http://doi.org/10.2776/97516>
- Sterner, T. (2007). *Instrumentos de politica economica para el manejo del ambiente y los recursos naturales.*
- Sullivan, C. (2002). Using the Water Poverty Index to monitor progress in the water sector. *World Development*, 30 No.7, 1195–1210.
- Suter, G. (2007). *Ecological Risk Assessment.* Retrieved from <https://books.google.cl/books?id=oEHMBQAAQBAJ&pg=PA118&lpg=PA118&dq=independen>

t+action+risk+assessment&source=bl&ots=Cz0fFIVECT&sig=7r-
uSTchOrHJxBgPHLQ0dsY1zHU&hl=es-
419&sa=X&ved=0CEAQ6AEwBGoVChMI2P6DvtSNyQIVw7yQCh3DkwFJ#v=onepage&q=indep
endent action ris

Tietenberg. (1998). Disclosure Strategies for Pollution Control. Retrieved January 1, 2016, from <http://link.springer.com/article/10.1023/A:1008291411492#page-1>

U.S. Environmental Protection Agency. (2013). Technical Development Document for the Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Steam Electric Power Generating Point Source Category.

United States Environmental Protection Agency. (2015). National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table. Retrieved from <http://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>

Victoria Environment Protection Authority. (2012). Point and nonpoint sources of water pollution. Retrieved from <http://www.epa.vic.gov.au/your-environment/water/protecting-victorias-waters/point-and-nonpoint-sources-of-water-pollution>

Vos, G., & Van Esch, L. (2008). *The Emission Inventory Water*.

16. Anexos

16.1. Modelos de Calidad de Agua

AQUATOX⁶

Es un modelo de simulación para sistemas acuáticos, que predice el comportamiento de varios contaminantes, como nutrientes y químicos orgánicos, y sus efectos sobre los ecosistemas, incluyendo pesca, invertebrados y plantas acuáticas. Constituye una herramienta valorada y utilizada por ecologistas, biólogos, modeladores de calidad y cualquier persona relacionada con evaluación del riesgo ecológico para ecosistemas acuáticos.

A pesar de que actualmente ha incorporado construcciones desde ecosistemas clásicos y químico dinámicos, AQUATOX fue desarrollado desde el principio, como una herramienta para el análisis ambiental.

Realiza una simulación de la transferencia de biomasa, energía y químicos, desde un sector del ecosistema a otro. Lo hace mediante un cálculo simultáneo de cada uno de los procesos biológicos o químicos importantes, para el periodo de simulación. Puede predecir no sólo el comportamiento de los químicos, también sus efectos directos e indirectos en los organismos residentes.

Respecto de otros modelos de calidad de aguas, difiere en que la mayoría de los otros incluyen pocos o ningún componente biológico, donde AQUATOX si realiza modelación. No sólo incluye numerosas variedades de plantas, invertebrados y peces, considera como interactúa la biota con el sistema físico químico del medio.

Es un modelo mecanístico, opuesto a los empíricos que a menudo están basados en relaciones estadísticas. Los modelos empíricos pueden establecer correlaciones entre las variables existentes, pero no explican el por qué o los mecanismos de estas relaciones.

Puede modelar numerosos componentes interrelacionados en ecosistemas acuáticos, conocidos como variables de estado. Entre ellas, se encuentran fitoplancton, perifiton y vegetación acuática sumergida, invertebrados planctónicos y bentónicos, peces de fondo, nutrientes y oxígeno disuelto, sedimentos orgánicos e inorgánicos y químicos orgánicos tóxicos. No está diseñado para incluir cada especie de planta o animal que existe en el medio acuático o cada proceso ecológico,

⁶ Descargable desde <http://www.epa.gov/exposure-assessment-models/aquatox-31-download-page>

pero intenta caracterizar los factores significantes que determinan el funcionamiento de los ecosistemas.

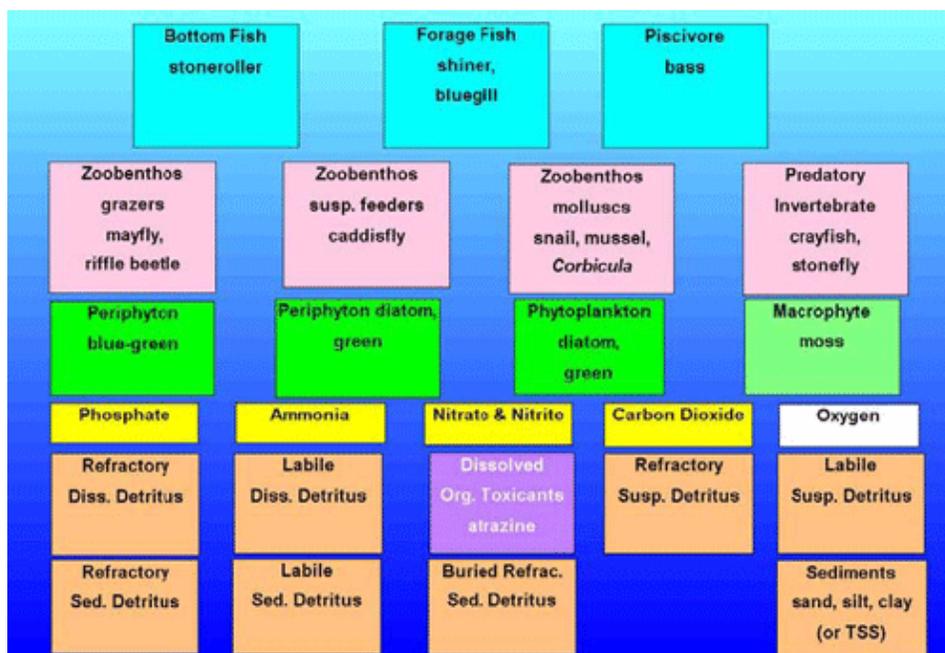


Figura 16-1 Ejemplo de Variables de Estado para un curso de Agua en AQUATOX
Fuente: USEPA, Online⁷

Los ecosistemas acuáticos que pueden ser representados por AQUATOX son Lagos y estanques, embalses, ríos y quebradas, estuarios, estanques experimentales y confinados. En una simulación, AQUATOX puede vincular más de uno de estos ecosistemas en una sola iteración, siguiendo el flujo de agua y el paso de variables de estado de segmento a segmento.

Asume que cada segmento individual está mezclado de manera uniforme, excepto donde ocurre estratificación vertical de temperatura en lagos y embalses, y de salinidad en estuarios.

AQUATOX es un modelo mecanístico (no empírico), que simula numérica y explícitamente los procesos biológicos y ecológicos que operan para generar un ecosistema. Es un predictor del comportamiento ambiental y de los efectos ecológicos de varios estresores ambientales.

⁷ Disponible en <http://www.epa.gov/exposure-assessment-models/what-does-aquatox-do#components>

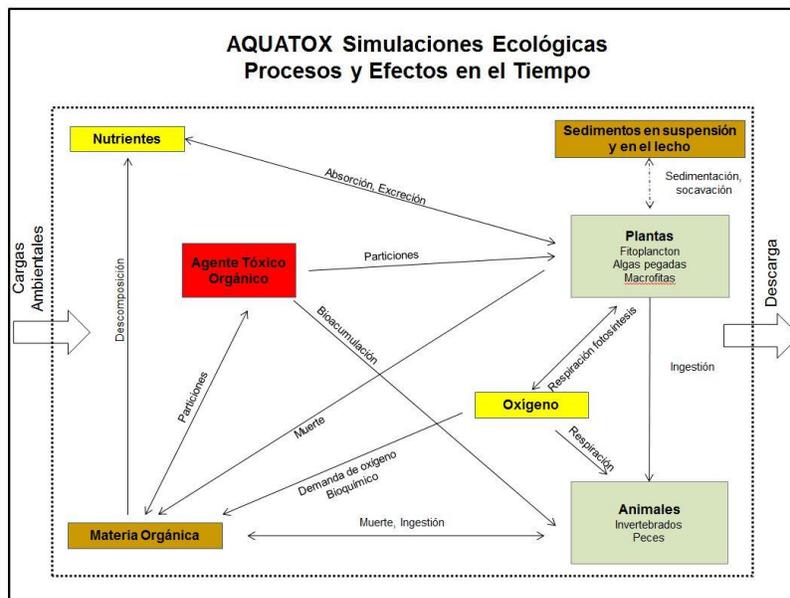


Figura 16-2 Procesos ecológicos y efectos analizados por AQUATOX
 Fuente: USEPA online⁸

Dentro de los efectos biológicos, permite analizar fotosíntesis, respiración, crecimiento y reproducción, mortalidad natural, interacciones tróficas, entre otras. Analiza además el ciclo de nutrientes y de oxígeno, liberación de fósforo desde sedimentos anaeróbicos, transformaciones químicas tóxicas orgánicas y bioconcentración y bioacumulación a través de las branquias y la dieta de los peces.

MODELO WASP⁹

El programa de simulación de Análisis de Calidad de Agua WASP ha sido diseñado para ayudar a los usuarios a interpretar y predecir la calidad del agua asociada a fenómenos naturales o a la contaminación producida por el hombre. Es capaz de predecir y simular el transporte de contaminantes presentes en lagos, ríos y estuarios, particularmente de sedimentos y metales pesados. Es un modelo de pronóstico y respuesta de eutrofización y calidad del agua por dispersión y difusión de contaminantes de un vertido o lago e interacción con el fondo bentónico.

Analiza los sistemas acuáticos, considerando la columna de agua y las especies bentónicas del medio. Representa básicamente los procesos de advección y dispersión de constituyentes originados en fuentes puntuales y difusas permitiendo calcular sus variaciones espaciales y temporales. Representa el cuerpo de agua en segmentos que incluyen la columna líquida y el bentos, en 1, 2 y 3 dimensiones.

⁸ Disponible en <http://www.epa.gov/exposure-assessment-models/aquatox-basic-information>

⁹ Descargable desde <http://www.epa.gov/exposure-assessment-models/water-quality-analysis-simulation-program-wasp>

Consiste en dos subprogramas: uno para simular el movimiento del agua DYNHYD5, y el propio WASP, que representa la interacción de los distintos constituyentes con la masa de agua. La representación gráfica de funcionamiento del software se presenta en la siguiente figura:

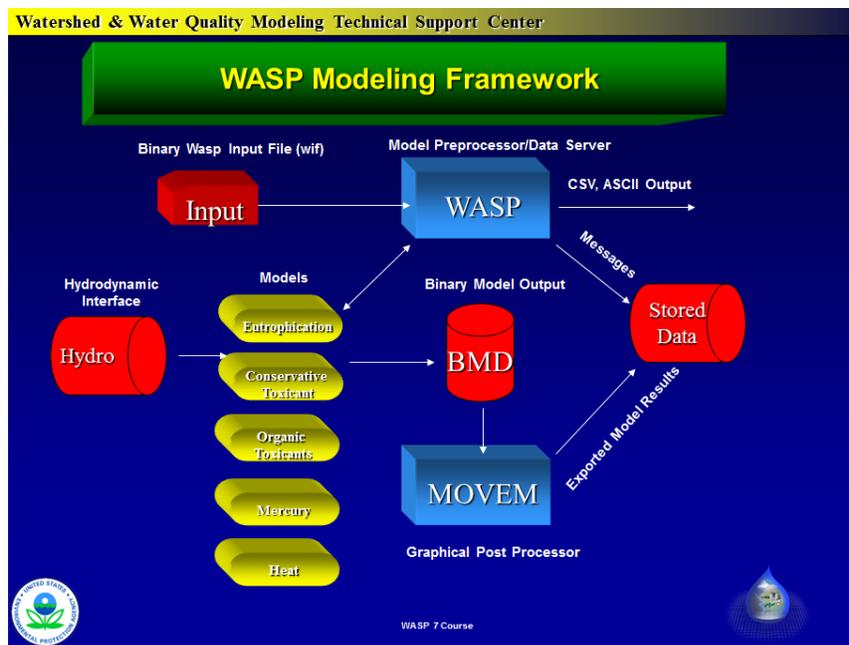


Figura 16-3 Diagrama esquemático de subprogramas de WASP.
Fuente: USEPA, 2005

Dependiendo del tipo de análisis que se requiera hacer, el software entrega la opción de elegir entre diferentes subrutinas, de manera de precisar la clase de contaminantes que se quiere estudiar. Las opciones que presenta son las siguientes: Eutroficación, Tóxico – Simple, Tóxico No Ionizante, Tóxico Orgánico, Mercurio y Calor.

Para la información de entrada, se debe definir el transporte advectivo y dispersivo, las condiciones de borde, condiciones iniciales, cargas tóxicas de fuentes puntuales y n puntuales, parámetros cinéticos, constantes y funciones temporales. Los elementos ingresados son discretizados a través de segmentos interconectados, que permiten obtener la configuración geométrica del medio.

Posee una interfaz con el sistema operativo Windows, que permite un manejo y control interactivo de los datos para la simulación. Tiene una serie de íconos y menús contextuales que permiten ingresar la información de entrada.

Para utilizarlo, se debe ingresar la siguiente información de entrada: Tiempo de simulación, Condiciones de Borde, Concentraciones de Sedimentos y metales, Información del cuerpo de agua en términos de caudal, velocidad, y segmentos en que se divide para el análisis.

BASINS¹⁰

Better Assessment Science Integrating point & Non-point Sources BASINS, es un sistema multipropósito de análisis ambiental, diseñado para ayudar a las agencias locales, y nacionales a analizar las cuencas hidrográficas y los estudios basados en calidad de aguas.

Fue desarrollado por USEPA para asistir en la administración de cuencas y en el análisis de cargas diarias máximas totales (TMDLs, en inglés por las siglas de total maximum daily loads). Funciona a partir de la integración de datos medioambientales, herramientas de análisis, cuencas hidrográficas y modelos de calidad de aguas.

Un sistema de información geográfica (SIG) provee el marco de trabajo de integración para BASINS. El SIG organiza la información espacial, que puede ser desplegada con como mapas, tablas o gráficos. Permite al usuario analizar espacialmente y desplegar relaciones entre los datos del modelo. Tiene la flexibilidad de desplegar e integrar un amplio rango de información, a la escala que el usuario elija.

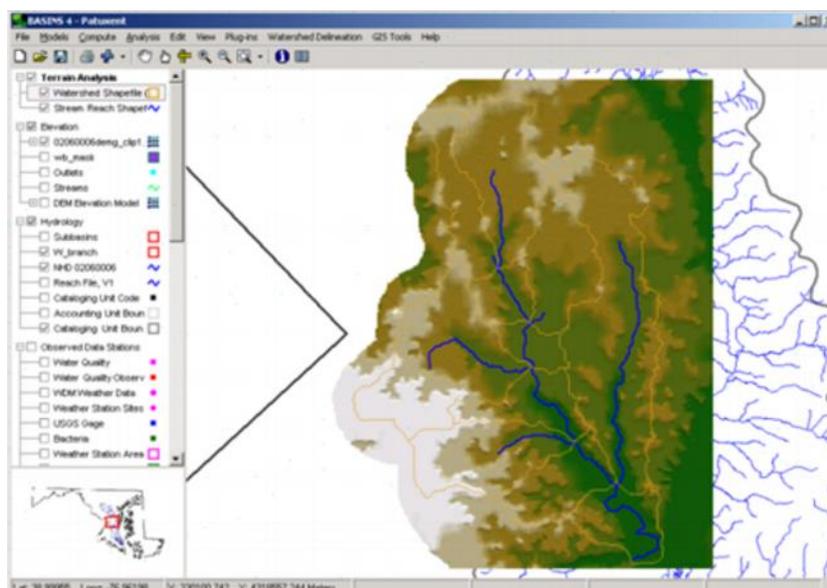


Figura 16-4 Entorno SIG de BASINS

Fuente: USEPA

El software SIG incluye herramientas y utilidades para evaluar las condiciones de la cuenca, que ayudan a entender los problemas de la calidad y las fuentes de contaminación, evaluar programas de monitoreo, identificar datos faltantes y desarrollar estrategias de modelos de calidad de agua en cuencas.

¹⁰ Disponible en <http://www.epa.gov/exposure-assessment-models/basins>

Incorpora entre sus herramientas, el programa de simulación hidrológica FORTRAN, que simula contaminación difusa por escurrimiento y carga de contaminantes para una cuenca. Estas cargas son combinadas con la contribución de fuentes puntuales, el flujo y la calidad del agua.

También incluye la herramienta SWAT (Soil and Water Assessment Tool), que es un modelo físico utilizado para predecir el impacto de los usos de suelo en el agua, en los sedimentos y en diferentes prácticas agrícolas.

Además de los mencionados, BASINS incluye SWMM para simular lluvia y escorrentía, GWLF_E para estimar carga mensual de nutrientes y sedimentos, y PLOAD, que calcula cargas de fuentes difusas desde diferentes subcuencas y usos de suelo, basándose en precipitación anual y usos de suelo. Entrega resultados de promedio anual de carga de fuentes difusas, para contaminantes específicos.

El sistema preparado para EE.UU. funciona con un paquete de información base, a partir de la cual se aplican los análisis de cuencas. Entre estas capas, tiene cargadas las siguientes áreas temáticas:

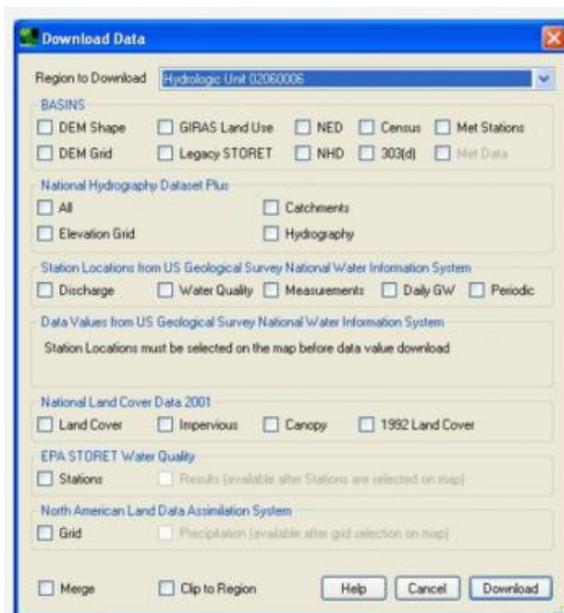


Figura 16-5 Bases de Datos Disponibles
Fuente: U.S.EPA

- Base cartográfica: incluye límites administrativos, hidrología y vialidad. Son esenciales para definir y localizar las áreas de estudio.
- Medio Ambiente: sobre características de suelo, uso de suelo y quebradas. Permite el análisis ambiental y caracterización de las cuencas.
- Monitoreo: con datos existentes desde redes nacionales de monitoreo de aguas, meteorológicas, aguas superficiales y subterráneas. Facilitan la evaluación de condiciones de calidad de aguas, y la priorización de cuerpos de agua.
- Fuentes Puntuales: incluyendo ubicación, tipo y carga estimada. Es el soporte de evaluación de carga de contaminantes, sumado a las fuentes no puntuales.

Para el modelo estadounidense, los datos provienen de diferentes servicios del estado. Para el caso de Chile, los datos mínimos que debieran incluirse serían:

- Modelo de Elevación Digital
- Uso de Suelo
- Hidrografía
- Censo de Población
- Datos Meteorológicos
- Fuentes Puntuales y sus descargas

Este set de datos, podría ser completamente recopilado para el análisis de casos en nuestro país.

Modelo SWAT

Este modelo es uno de los más utilizados para la evaluación de la contaminación por fuentes difusas. SWAT por sus siglas en inglés, cuyo significado corresponde a una herramienta para la evaluación del suelo y agua para una cuenca hidrográfica, fue desarrollado por Dr Jeff Arnold para predecir el impacto de las prácticas de manejo del suelo en el transporte de agua, sedimentos y producción de sustancias agrícolas químicas, en cuencas grandes y complejas con variedad de suelos, usos de tierra y condiciones de manejo sobre un tiempo prolongado.

SWAT es un modelo de tiempo continuo, para largo plazo, que no está diseñado para simular acontecimientos aislados de flujo detallado. El modelo requiere información específica sobre el clima y tiempo, propiedades de suelos, topografía y prácticas de manejo de tierra al interior de la cuenca, para modelar el movimiento de agua, movimiento de sedimentos, desarrollo de cosecha, ciclo de nutrientes, entre otros.

El ciclo hidrológico es simulado utilizando la ecuación de equilibrio del agua:

$$SW_t = SW_0 + \sum (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm H₂O), SW_0 es el contenido inicial de agua del suelo un día i (mm H₂O), t es el tiempo(días), R_{day} es la cantidad de precipitación en un día i (mm H₂O), Q_{surf} es la cantidad de escorrentía de la superficie en un día i (mm H₂O), E_a es la cantidad de evapotranspiración en el día i (mm H₂O), W_{seep} es la cantidad de agua que perola en el perfil de suelo en un día i y Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día i (mm H₂O). La Figura 16-6, muestra una representación del ciclo hidrológico y las variables que el modelo y software considera.

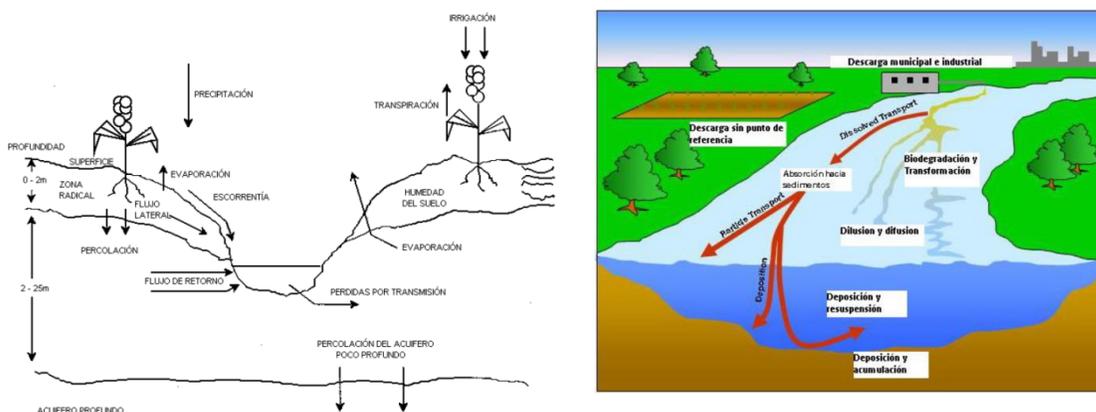


Figura 16-6 Representación ciclo hidrológico y corrientes modeladas en SWAT

Fuente: SWAT 2005 tutorial

En relación a los nutrientes disponibles en la cuenca, el SWAT rastrea el movimiento y transformación de las diversas formas de nitrógeno y fósforo en las cuencas.

El uso del nitrógeno por las plantas se estima utilizando un enfoque de oferta y demanda. Adicionalmente al uso de las plantas, el nitrato y el N orgánico pueden ser removidos de la tierra a través del flujo masivo del agua. Las cantidades de $\text{NO}_3\text{-N}$ contenidas en las escorrentías, flujo lateral y percolación son estimadas como el producto del volumen de agua y la concentración de nitrato en la capa. El transporte del N orgánico con sedimento, es calculado, con una función de la carga desarrollada por McElroy et al (1976) modificada por William y Hann (1978) para la aplicación de acontecimientos individuales de escorrentías. La función de carga estima la perdida diaria de N orgánico por escorrentía basado en la perdida de este en la primera capa del suelo, en la producción de sedimento y en la proporción de enriquecimiento. Siendo esta última calculada como la concentración de N orgánico en el sedimento dividido por concentración en el suelo (Figura 16-7).

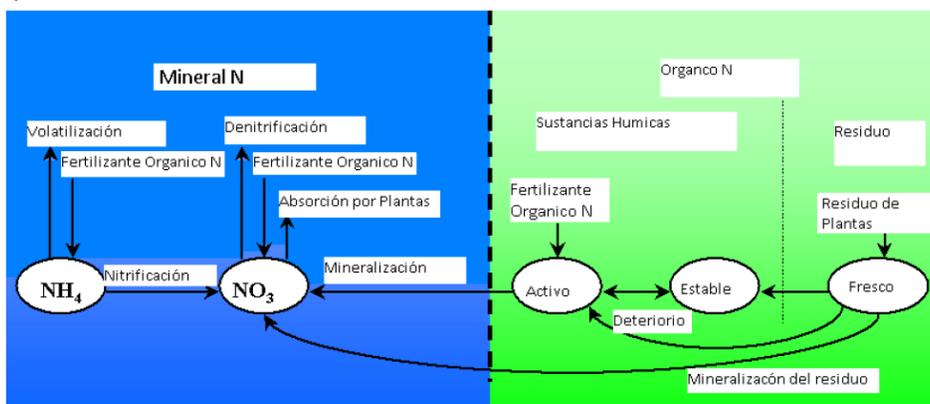


Figura 16-7 División de Nitrógeno en SWAT

Fuente: SWAT 2005 tutorial

Al igual que para el N, el uso del fósforo para las plantas se estima mediante el enfoque de oferta y demanda. Adicionalmente al uso de P por las plantas, el fósforo soluble y orgánico pueden ser removidos del suelo a través del flujo masivo de agua. El fósforo no es un nutriente móvil y la interacción entre escurrimientos de superficie con solución P en los primeros 10 mm de suelo no serán completos. La cantidad de P soluble removido en las escurrimientos se predice utilizando la concentración de solución P en los primeros 10 mm del suelo, el volumen de escurrimientos más un factor de división.

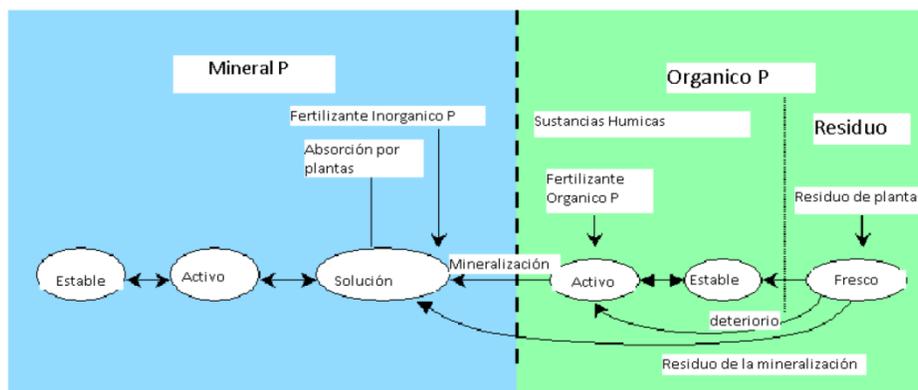


Figura 16-8 División de Fósforo en SWAT

Fuente: SWAT 2005 tutorial

Para el caso de los pesticidas, SWAT simula el movimiento de pesticidas en la red de corrientes a través de la escurrimiento superficial (solución y absorción), infiltración hacia el perfil de suelo y acuífero (en solución). Las ecuaciones usadas para modelar estos movimientos fueron adaptadas de GLEAMS (Leonard et al, 1987). El movimiento del pesticida es controlado por su solubilidad, degradación de vida-media y el coeficiente de absorción de carbón orgánico en el suelo. El pesticida en el follaje de las plantas y en el suelo se degrada de manera exponencial según la vida media. El transporte del pesticida por agua y sedimento se calcula para cada evento de escurrimiento y se estima para cada capa de suelo cuando ocurren percolaciones.

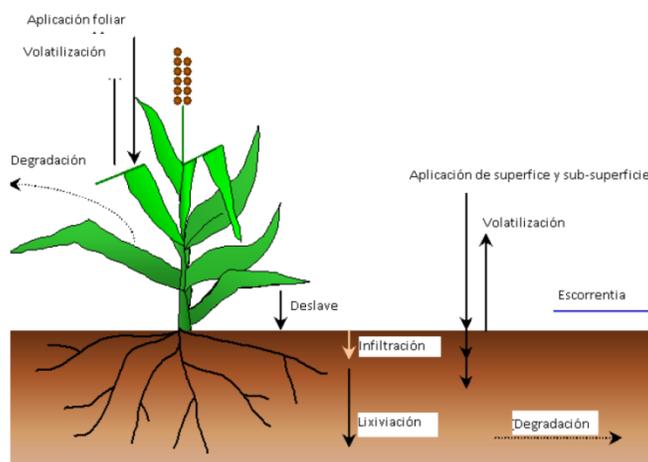


Figura 16-9 Pesticidas, destino y transporte en SWAT

Fuente: SWAT 2005 tutorial