

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

ESTUDIO DE CASO EN LA LAGUNA DE SONSO, CUENCA ALTA DEL RÍO CAUCA



Enrique Javier Peña Salamanca
Jaime Ricardo Cantera Kintz
Elizabeth Muñoz
COMPILADORES



Este libro reúne los principales resultados del proyecto de investigación “Efectos de la contaminación por metales en la Ultraestructura Celular de la Biota Acuática y Poblaciones Humanas Asociadas a la Laguna de Sonso en el Valle del Cauca”, ejecutado por la Universidad del Valle, la Universidad Autónoma de Occidente y la Universidad del Cauca, con la cofinanciación de Colciencias. El propósito de la publicación es documentar los principales problemas ambientales a los que se exponen estos ecosistemas acuáticos, haciendo énfasis en la contaminación por metales pesados, sus causas y consecuencias, incorporando además principios metodológicos para su evaluación y monitoreo. El libro describe la situación ambiental de la Laguna de Sonso, como un estudio de caso en el Valle del Cauca, enumerando igualmente sus atributos ecológicos y planteando una serie de métodos importantes para el estudio de los ecosistemas acuáticos continentales en el país.

A partir de la estructura planteada en esta publicación, se pretende que el documento aporte elementos conceptuales y metodológicos claves para la conservación y manejo de estos ecosistemas acuáticos. De igual manera, que las ideas desarrolladas en los estudios referidos puedan generar una agenda de trabajo con todos los actores relacionados con el uso de estos recursos hidrobiológicos para rescatar la riqueza que guardan los sistemas de humedales en la cuenca alta del río Cauca.



EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

**UN ESTUDIO DE CASO EN LA LAGUNA DE
SONSO, CUENCA ALTA DEL RÍO CAUCA**



Colección Ciencias Naturales y Exactas
Biología

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

**UN ESTUDIO DE CASO EN LA LAGUNA DE
SONSO, CUENCA ALTA DEL RÍO CAUCA**

Enrique Javier Peña Salamanca

Jaime Ricardo Cantera Kintz

Elizabeth Muñoz

COMPILADORES



Colección Ciencias Naturales y Exactas
Biología

Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos, un estudio de caso en la Laguna de Sonso, cuenca alta del Río Cauca / compiladores Enrique Javier Peña Salamanca, Jaime Ricardo Cantera Kintz, Elizabeth Muñoz. --

Cali : Programa Editorial Universidad del Valle, 2012.

312 p. ; 24 cm. -- (Ciencias Naturales y Exactas)

Incluye bibliografía.

1. Ecosistemas acuáticos - Sonso (Laguna, Valle del Cauca, Colombia) 2. Contaminación del agua -- Evaluación - Sonso (Laguna, Valle del Cauca, Colombia) 3. Evaluación ambiental - Sonso (Laguna, Valle del Cauca, Colombia) 4. Impacto ambiental - Sonso (Laguna, Valle del Cauca, Colombia) 5. Contaminación de ríos - Estudio de casos I. Peña Salamanca, Enrique Javier, comp. II. Cantera Kintz, Jaime Ricardo, comp. III. Muñoz, Elizabeth, comp. IV. Serie.

577.6 cd 21 ed.

A1344338

CEP-Banco de la República-Biblioteca Luis Ángel Arango

Universidad del Valle Programa Editorial

Título: *Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos: Un estudio de caso en la laguna de Sonso, cuenca alta del río Cauca*

Compiladores: Enrique Javier Peña Salamanca, Jaime Ricardo Cantera Kintz, Elizabeth Muñoz

ISBN: 978-958-765-021-1

ISBN PDF: 978-958-765-626-8

DOI: 10.25100/peu.82

Colección: Ciencias Naturales y Exactas-Biología

Primera Edición Impresa septiembre 2012

Edición Digital junio 2017

Rector de la Universidad del Valle: Édgar Varela Barrios

Vicerrector de Investigaciones: Javier Medina Vásquez

Director del Programa Editorial: Francisco Ramírez Potes

© Universidad del Valle

© Universidad Autónoma de Occidente

© Enrique Javier Peña Salamanca, Jaime Ricardo Cantera Kintz y Elizabeth Muñoz

Diseño de carátula, diagramación y corrección de estilo: G&G Editores

Este libro, o parte de él, no puede ser reproducido por ningún medio sin autorización escrita de la Universidad del Valle.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión del autor y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad del Valle, ni genera responsabilidad frente a terceros. El autor es el responsable del respeto a los derechos de autor y del material contenido en la publicación (fotografías, ilustraciones, tablas, etc.), razón por la cual la Universidad no puede asumir ninguna responsabilidad en caso de omisiones o errores.

Cali, Colombia, junio de 2017

CONTENIDO

PRÓLOGO	13
INTRODUCCIÓN	15
PARTE 1	
LA LAGUNA DE SONSO: ASPECTOS BIOFÍSICOS Y SOCIALES	21
CAPÍTULO 1	
LOS HUMEDALES EN EL CONTINENTE AMERICANO. CONCEPTOS Y CLASIFICACIÓN	23
INTRODUCCIÓN	23
ELEMENTOS CONCEPTUALES	25
CLASIFICACIÓN DE LOS HUMEDALES	30
SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN	39
CLASIFICACIÓN DE LOS HUMEDALES EN SURAMÉRICA	42
<i>CARACTERÍSTICAS FISIOGRÁFICAS</i>	42
<i>CARACTERÍSTICAS RELATIVAS AL GRADIENTE ALTITUDINAL</i>	43
CLASIFICACIÓN SEGÚN CATEGORÍAS DE VALORACIÓN	45
REFERENCIAS	46
CAPÍTULO 2	
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	51
INTRODUCCIÓN	51
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	53
<i>DIVERSIDAD BIOLÓGICA EN LA LAGUNA DE SONSO</i>	55
<i>VARIACIONES RECIENTES DEL ESPEJO DE AGUA DE LA LAGUNA DE SONSO</i>	56
REFERENCIAS	61

CAPÍTULO 3	
LA CALIDAD FISICOQUÍMICA DEL AGUA	
EN LA LAGUNA DE SONSO	63
INTRODUCCIÓN	63
PARÁMETROS DE CALIDAD	64
TEMPERATURA	68
CONDUCTIVIDAD	72
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES (TDS)	76
SALINIDAD	79
OXÍGENO DISUELTO	80
PH	82
POTENCIAL DE ÓXIDO REDUCCIÓN (ORP)	83
AMONIO Y AMONIACO	85
NITRATOS	88
REFERENCIAS	90

CAPÍTULO 4	
LAS POBLACIONES HUMANAS Y SU RELACIÓN	
CON EL ECOSISTEMA LAGUNAR	95
INTRODUCCIÓN	95
LA COMUNIDAD Y SU RELACIÓN CON LA LAGUNA	96
CARACTERÍSTICAS CULTURALES E HISTÓRICAS	96
DEMOGRAFÍA	97
CENTROS MÉDICOS	100
SERVICIOS PÚBLICOS	100
JUNTAS DE ACCIÓN	101
OCUPACIONES E INGRESO	101
ACTIVIDADES EN LA LAGUNA	103
PROBLEMAS MÁS FRECUENTES DE CONTAMINACIÓN	104
AMENAZAS HACIA LA POBLACIÓN	104
PESCADORES ARTESANALES	105
HÁBITOS DE ALIMENTACIÓN CON EL PESCADO	107
REFERENCIAS	108

PARTE 2	
EL ECOSISTEMA LAGUNAR BAJO TENSIÓN	111

CAPÍTULO 5	
APROXIMACIONES DE LA HISTORIA AMBIENTAL	
RECIENTE DE LA LAGUNA DE SONSO	113
INTRODUCCIÓN	113
HISTORIA AMBIENTAL DE LA LAGUNA	115
REFERENCIAS	122

CAPÍTULO 6	
PROBLEMÁTICA AMBIENTAL EN LA LAGUNA DE SONSO	123
INTRODUCCIÓN	123
PRINCIPALES PROBLEMAS EN LA LAGUNA DE SONSO Y SU ÁREA DE CAPTACIÓN	127
<i>PLAN DE RECUPERACIÓN DE TIERRAS Y CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR</i>	127
<i>CONSTRUCCIÓN DE DOBLE CALZADA DE LA CARRETERA BUENAVENTURA-BUGA</i>	127
<i>CONSTRUCCIONES HIDRÁULICAS</i>	128
<i>BUCHÓN DE AGUA (EICHHORNIA CRASSIPES), ESCORRENTÍA Y EUTROFIZACIÓN</i>	129
<i>ESPECIES INTRODUCIDAS</i>	130
<i>CALIDAD DE AGUA</i>	131
<i>PROBLEMAS SOCIALES</i>	133
REFERENCIAS	135

CAPÍTULO 7	
DINÁMICA DE LA TRANSFORMACIÓN Y BIOACUMULACIÓN DE LOS METALES PESADOS EN LA LAGUNA DE SONSO	137
INTRODUCCIÓN	137
ESPECIES UTILIZADAS PARA EL BIOMONITOREO DE LA ACUMULACIÓN POR METALES PESADOS EN LA LAGUNA	139
DINÁMICA DE LOS METALES PESADOS	141
<i>FUENTES DE METALES PESADOS</i>	143
<i>BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS</i>	146
CARACTERÍSTICAS DE LOS METALES PESADOS	149
<i>CROMO</i>	149
<i>MERCURIO</i>	153
<i>PLOMO</i>	156
NIVELES DE METALES PESADOS EN LA LAGUNA DE SONSO	157
<i>NIVELES DE METALES EN SEDIMENTOS</i>	157
<i>NIVELES DE METALES EN ALGUNOS GRUPOS TRÓFICOS</i>	163
REFERENCIAS	170

CAPÍTULO 8	
CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA EUTROFICACIÓN EN LA LAGUNA DE SONSO MEDIANTE EL MODELO DE SIMULACIÓN LACAT	175
INTRODUCCIÓN	175
ÁREA DE ESTUDIO	177
<i>PROTOCOLO METODOLÓGICO</i>	178
LEGISLACIÓN VIGENTE	178
EVALUACIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DE LA CALIDAD DEL AGUA	179
<i>ESPEJO LAGUNAR</i>	179

<i>TRIBUTARIOS DE LA LAGUNA DE SONSO</i>	186
APLICACIÓN DEL MODELO DE EUTROFICACIÓN	187
<i>SISTEMA DE CLASIFICACIÓN TRÓFICA</i>	188
<i>APLICACIÓN A LA LAGUNA DE SONSO</i>	189
<i>SIMULACIÓN DE ESCENARIOS</i>	191
REFERENCIAS	194
PARTE 3	
MÉTODOS DE ESTUDIO	
PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN	195
CAPÍTULO 9	
EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES	
HIDROBIOLÓGICAS Y SU USO COMO BIOINDICADORES	
EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	197
BIODIVERSIDAD DE COMUNIDADES ACUÁTICAS Y BIOINDICACIÓN	197
<i>INDICADORES BIOLÓGICOS</i>	199
ÍNDICES BIOLÓGICOS	204
<i>ÍNDICES DE DIVERSIDAD</i>	204
<i>ÍNDICES SAPRÓBICOS</i>	206
<i>ÍNDICES BIÓTICOS</i>	206
MONITOREO EN HUMEDALES	207
<i>PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS</i>	211
<i>PARÁMETROS BIOLÓGICOS</i>	214
REFERENCIAS	217
CAPÍTULO 10	
MÉTODOS DE ESTUDIO PARA LA EVALUACIÓN	
DE LA CONTAMINACIÓN EN SEDIMENTOS	221
INTRODUCCIÓN	221
TIPOS DE CONTAMINANTES	223
PROCEDIMIENTOS DE MUESTREO DEL BENTOS DE SEDIMENTOS	225
<i>MUESTREO DEL BENTOS EN FONDOS PARTICULADOS</i>	226
<i>PROCEDIMIENTOS DE MUESTREOS, CONSERVACIÓN</i>	
<i>Y TRASLADO PARA ANÁLISIS QUÍMICO</i>	229
<i>RECOLECCIÓN DE MUESTRAS CON MUESTREADOR TIPO COREX</i>	232
<i>MUESTREO DE SEDIMENTO PARA ESTUDIOS DE DATACIÓN</i>	233
REFERENCIAS	235
CAPÍTULO 11	
LOS BIOMARCADORES CELULARES COMO HERRAMIENTA	
EN LA EVALUACIÓN DE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL	
EN MEDIOS ACUÁTICOS	237

INTRODUCCIÓN	237
<i>ANTECEDENTES</i>	238
DEFINICIÓN DE BIOMARCADORES	239
TÉCNICAS HISTOLÓGICAS Y DE MICROSCOPIA EN SU APLICACIÓN A LOS BIOMARCADORES CELULARES	242
BIOMARCADORES CITOLÓGICOS	243
<i>LOS LISOSOMAS</i>	243
LAS TÉCNICAS DE AUTOMETALOGRAFÍA COMO HERRAMIENTA EN EVALUACIÓN DE METALES	246
MICROANÁLISIS Y LA COMPOSICIÓN ELEMENTAL LISOSOMAL	248
LA FAGOCITOSIS COMO BIOMARCADOR CITOLÓGICO	250
LA HISTOPATOLOGÍA COMO BIOMARCADOR	251
REFERENCIAS	256
CAPÍTULO 12	
LOS ISÓTOPOS ESTABLES PARA EL ESTUDIO DE LA TRANSFERENCIA DE METALES EN CADENAS TRÓFICAS DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	263
INTRODUCCIÓN	263
CONCEPTOS GENERALES SOBRE ISÓTOPOS ESTABLES	264
<i>¿QUÉ SON LOS ISÓTOPOS ESTABLES?</i>	264
<i>TRABAJANDO CON ISÓTOPOS ESTABLES</i>	265
LOS ISÓTOPOS ESTABLES EN LA ECOLOGÍA	267
<i>CICLOS BIOGEOQUÍMICOS</i>	267
<i>FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO</i>	269
ECOLOGÍA TRÓFICA	271
<i>NIVELES TRÓFICOS</i>	272
<i>REDES TRÓFICAS</i>	273
TÉCNICAS ANALÍTICAS PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS PROPORCIONES ISOTÓPICAS	274
<i>CUIDADO EN LA TOMA DE MUESTRA</i>	276
<i>PROCEDIMIENTO</i>	277
RESULTADOS ESPERADOS PARA LA LAGUNA DE SONSO	278
REFERENCIAS	279
CAPÍTULO 13	
LOS SISTEMAS DINÁMICOS COMO HERRAMIENTAS PARA MODELAR LA ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN COMUNIDADES ACUÁTICAS	283
INTRODUCCIÓN	283
<i>ECOSISTEMAS, MODELACIÓN, IMPACTO HUMANO</i>	283
ANÁLISIS DE SISTEMAS - ENFOQUE SISTÉMICO	285
<i>DEFINICIONES DE SISTEMA</i>	286

<i>ETAPAS EN UN ANÁLISIS DE SISTEMAS</i>	287
MODELACIÓN	288
<i>TIPOS DE REPRESENTACIONES</i>	289
<i>TIPOS DE MODELOS</i>	289
<i>PARTES DE UN MODELO PARA SIMULACIÓN DINÁMICA</i>	290
ESTUDIO DE CASO	291
<i>DEFINICIÓN DEL PROBLEMA</i>	291
<i>MODELO CONCEPTUAL PARA METALES</i>	292
<i>FORMULACIÓN MATEMÁTICA</i>	294
<i>PARAMETRIZACIÓN - CALIBRACIÓN</i>	294
<i>ANÁLISIS DE RESULTADOS - USO DEL MODELO</i>	295
REFERENCIAS	295
SÍNTESIS	299
REFERENCIAS	303
AUTORES	305

PRÓLOGO

La Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional, llamada la Convención de Ramsar (Irán, 1971), es un tratado intergubernamental sobre conservación y el uso sostenible de los humedales y los recursos hídricos, cuyos países miembros abarcan todas las regiones geográficas del planeta, tratado del cual Colombia hace parte desde 1997. Ramsar define un humedal como áreas cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, y con una profundidad menor de seis metros. En esta definición se incluyen las zonas marinas y costeras, estuarios, lagos y ríos, marismas y turberas, así como las zonas de aguas subterráneas y los humedales artificiales.

Históricamente, los humedales han sido considerados como áreas baldías, sin valor ecológico ni ambiental, y por lo tanto destinados a la agricultura intensiva, desarrollo urbano, acuicultura, industria y turismo, o han estado asociados con brotes de enfermedades transmitidas por insectos que allí se reproducen activamente. Por ello, el criterio del “saneamiento” de áreas inundables o pantanosas, ha sido casi una norma en los proyectos de planificación. No obstante, en el ámbito mundial, ante el continuo crecimiento poblacional y consecuente demanda por agua, a parte de la necesidad de contar con espacios naturales para la conservación de la biodiversidad y la recreación, ahora se torna pertinente mirar con un criterio distinto a los humedales; de hecho, ya en muchos países importantes acciones para la recuperación, conservación y uso racional de sus humedales están siendo llevadas a cabo.

En los últimos años cada vez más personas han venido tomando conciencia de los diferentes papeles que los humedales desempeñan, considerando los “servicios ambientales” que ofrecen (por ejemplo, mitigar inundaciones, recargar acuíferos y retener agentes contaminantes), aportan productos sin

costo alguno (como pescado, leña, madera para la construcción y atracciones turísticas), poseen importantes propiedades biológicas (refugio de especies y alta biodiversidad) y forman parte del patrimonio cultural y arqueológico de la humanidad.

Por estos motivos, actualmente los humedales se constituyen en un centro de atención crítico para profesionales e instituciones que buscan cada vez más ampliar y profundizar su conocimiento, incorporando principios metodológicos para su evaluación y monitoreo. Una limitante en tal sentido es la escasez de información sobre nuestros ecosistemas y sus particularidades, una vez que la mayor parte de la bibliografía disponible se refiere a los humedales del Hemisferio Norte, cuyas características no siempre son generalizables, y los casos sudamericanos se encuentran dispersos en distintas revistas especializadas no siendo por lo tanto fácilmente accesibles.

En este contexto, el libro “Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos: Un estudio de caso en la Laguna de Sonso, cuenca alta del río Cauca”, se constituye en una importante contribución de la comunidad científica colombiana a los esfuerzos para la conservación de los humedales y trabajar en la solución de los principales problemas ambientales y atributos ecológicos de estos ecosistemas. En este trabajo, se describe de manera sistemática, en cada uno de sus capítulos, las propiedades físico-químicas y biológicas de la laguna, los principales problemas ecológicos, y los atributos y servicios ambientales con que cuenta el humedal. Adicionalmente, se exponen metodologías para abordar de manera integral estudios ecológicos que orienten estrategias de manejo y conservación de los humedales en la región, lo que hace de la obra un compendio de información fundamental para la consulta obligada de técnicos y expertos que quieran profundizar sobre la gestión del recurso hídrico en la región y el país.

Los humedales figuran entre los ambientes más productivos del planeta. Son cunas de diversidad biológica y fuentes de agua y productividad primaria, necesarias para la supervivencia de innumerables especies de plantas y animales. Esta diversidad demanda una multiplicidad de respuestas para cuidar de los humedales, como aquellas vertidas en este libro, marcando una importante contribución a los esfuerzos para incrementar la conciencia de la comunidad en relación con todos los aspectos de la conservación y el uso racional de los humedales, a fin de asegurar que las futuras generaciones de colombianos puedan beneficiarse de la extraordinaria riqueza que representa la diversidad de estos ecosistemas y, en consecuencia, de los servicios que proveen a la sociedad.

PROF. DR. EDUARDO LOBO ALCAYAGA
Universidad de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil

INTRODUCCIÓN

*Enrique Javier Peña Salamanca**

*Jaime Ricardo Cantera Kintz***

Los ecosistemas acuáticos y humedales realizan funciones importantes, entre estas se encuentran la depuración de desechos presentes en el agua (Beltrán, 2005; Franco Vidal & Andrade, 2007). Además de esto, ayudan a la regulación del ciclo hídrico superficial y de acuíferos, retención de sedimentos, control de erosión y estabilización microclimática. Por otro lado, ofrecen funciones químicas de gran importancia, como la regulación de ciclos de nutrientes y descomposición de biomasa terrestre como base de la productividad de los sistemas acuáticos. También proveen servicios de recreación, investigación científica y de educación (Andrade et al., 1998).

Muchos humedales figuran entre los ecosistemas más productivos y de mayor biodiversidad de especies, actuando como reguladores de corrientes del sistema hidrológico mundial. Muchos de ellos como las lagunas de inundaciones y embalses reducen la fuerza destructiva de las crecidas, y su pérdida hace aumentar el riesgo de inundaciones; de igual forma, los humedales y las plantas costeras juegan un papel importante en la mitigación de los impactos de las mareas y huracanes (Beltrán, 2005). En este sentido, los humedales proveen funciones bio-ecológicas, como productividad biológica, estabilidad e integridad de ecosistemas y retención de dióxido de carbono (Andrade et al., 1998).

Desde el punto de vista económico, estos sistemas brindan gran cantidad de servicios a la sociedad, pues sus recursos son base de economías extrac-

* PhD. Departamento de Biología, Universidad del Valle. enrique.pena@correounivalle.edu.co

** PhD. Departamento de Biología, Universidad del Valle. jaime.cantera@correounivalle.edu.co

tivas, pesca artesanal y soporte de acuicultura, caza, recolección, pastoreo y agricultura en épocas de estiaje (Andrade et al., 1998; Franco Vidal & Andrade, 2007). Ofrecen posibilidades turísticas, pues su diversidad biológica a visitantes para el soporte para actividades recreativas.

El crecimiento de la población y el aumento del desarrollo económico han impulsado directamente la degradación y pérdida de humedales continentales y costeros. Son destruidos esgrimiendo argumentos y estrategias para mejorar el bienestar humano, convirtiéndolos en tierras arables o urbanas, cultivadas en exceso o se sobreexplotan sus recursos y se desecan porque toda el agua que llega se destina a satisfacer necesidades humanas. De esta manera, los cursos de agua cada vez se encuentran más sobrecargados de nutrientes y otros contaminantes, lo que provoca cambios drásticos y puede causar el colapso de estos ecosistemas (Franco Vidal & Andrade, 2007). Entre las intervenciones más comunes a este tipo de ecosistemas se encuentran: la alteración de flujos de agua y tramas alimentarias, creación de hábitat nuevos y no naturales, introducción de depredadores muy destructivos e introducciones de patógenos y enfermedades (Cowardin et al., 1979; Cintrón-Molero & Schaeffer-Novelli, 2002).

La Laguna de Sonso o del Chircal (Figura 1), se encuentra ubicada al suroeste de la ciudad de Buga, departamento del Valle del Cauca, sobre la margen derecha del río Cauca (Figura 2). Ocupa una superficie de aproximadamente 4.664 Ha, inundable en su totalidad por crecidas del río Cauca. Se encuentra limitada al sur por el río Sonso, al norte por la carretera Buga-Mediacanoa, al occidente por el río Cauca y al oriente por una línea sensiblemente paralela a este río y alejada del mismo aproximadamente 3,5 Km.



Figura 1. Laguna de Sonso en el municipio de Buga, Valle del Cauca

Fuente: Rodrigo Ciseryl



Figura 2. Ubicación de la Laguna de Sonso

Fuente: Ing. Fabio Andrés Herrera Rozo, Centro de Investigación de la Caña de Azúcar de Colombia (CENICAÑA)

Es el humedal de mayor tamaño de la cuenca alta del río Cauca, y es uno de los sitios más importantes a nivel regional para observación de aves, actividades de educación ambiental, recreación contemplativa e investigación. La mayor cobertura de la reserva corresponde a hábitats lacustres rodeados de potreros y terrenos dedicados a la agricultura y ganadería. Se alimenta principalmente de las aguas del río Cauca en invierno y en menor proporción de algunos afluentes de los ríos Sonso y Guadalajara. La reserva constituye un sistema de regulación natural del río Cauca y es utilizada como medio de subsistencia para centenares de familias ubicadas en poblaciones aledañas como Puerto Bertín, el Porvenir y Media Canoa, a través de la pesca artesanal (Tobasura, 2006).

La Reserva natural laguna de Sonso, junto con el río Cauca y las lagunas inundables asociadas llamadas también Madre viejas, forman una unidad hídrica que mantiene un equilibrio permanente, que permite que se produzcan procesos biológicos en la fauna acuática. En ella se encuentran alrededor de 170 especies de aves, incluyendo residentes y migratorias de Norteamérica y de otras regiones (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca - CVC, 2007).

Debido a la comunicación directa de la laguna con el río Cauca, el cual constituye el principal vertedero de todos los desechos industriales y domésticos de la región, la laguna presenta en la actualidad un notable de-

terio en la calidad de sus aguas. La contaminación por metales pesados, generada tanto por la actividad industrial como por la explotación minera y las actividades agropecuarias que tienen lugar en la zona, es una de las problemáticas responsable del deterioro de este ecosistema. Dicha contaminación puede estar siendo transferida desde la columna de agua o sedimento a la biota acuática de la laguna y desde ésta, a través de la alimentación, a las poblaciones humanas (CVC, 2007).

El libro “Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos: Un estudio de caso en la Laguna de Sonso, cuenca alta del río Cauca”, reúne los principales resultados del proyecto de investigación “Efectos de la contaminación por metales en la Ultraestructura Celular de la Biota Acuática y Poblaciones Humanas Asociadas a la Laguna de Sonso en el Valle del Cauca”, ejecutado por la Universidad del Valle, La Universidad Autónoma de Occidente y la Universidad del Cauca, y con la cofinanciación de Colciencias. El propósito de la publicación es documentar los principales problemas ambientales a los que se exponen estos ecosistemas acuáticos haciendo énfasis en la contaminación por metales pesados, sus causas y consecuencias, incorporando además principios metodológicos para su evaluación y monitoreo. El libro describe la situación ambiental de la Laguna de Sonso, como un estudio de caso en Valle del Cauca, enumerando igualmente sus atributos ecológicos, y planteando una serie de métodos importantes para el estudio de los ecosistemas acuáticos continentales en el país.

La publicación está organizada en tres partes, la primera de ellas corresponde a la caracterización del ecosistema lagunar, partiendo de una propuesta de clasificación de los humedales como aporte a la conceptualización de estos sistemas continentales, a la luz de las características hidrológicas y ecológicas de la Laguna. La segunda parte corresponde a la descripción de la problemática ambiental del ecosistema desde una perspectiva histórica, haciendo énfasis a los procesos involucrados en la acumulación, transformación y acumulación de metales pesados, como uno de los problemas actuales de la contaminación por metales pesados en este tipo de ecosistemas.

Finalmente, la tercera parte del libro propone una serie de métodos de estudio utilizados para el monitoreo del estado en el que se encuentran los humedales, exponiendo diferentes estudios de caso aplicados en la Laguna de Sonso. Finalmente, la obra sintetiza los principales aspectos relacionados con la dinámica de la contaminación y la problemática en este ecosistema lagunar, en el marco de la “Evaluación de los Ecosistemas del Milenio”, documento que aporta una serie de lineamientos relacionados con la situación mundial de la base ambiental del planeta. Igualmente, en este capítulo se plantean una serie de argumentos que permitan servir de base para futuros estudios alrededor de la recuperación de estos ecosistemas en la región y del país.

A partir de la estructura planteada en esta publicación, se pretende que

el documento aporte elementos conceptuales y metodológicos claves para la conservación y manejo de estos ecosistemas acuáticos. De igual manera, que las ideas desarrolladas en los estudios referidos puedan generar una agenda de trabajo con todos los actores relacionados con el uso de estos recursos hidrobiológicos para valorar la riqueza que guardan los sistemas de humedales en la cuenca alta del río Cauca.

REFERENCIAS

- Andrade, G. I., L. G. Naranjo, C. Durana, G. Galindo, E. Ponce, P. Ferreira, F. Gast, A. M. Hernández, S. Hernández, M. P. Pardo, A. Andrade, F. Navarrete, M. Rivera, D. Caicedo, M. Bonilla, F. Delgado. (1998). Hacia la conservación de los humedales de Colombia: bases científicas y técnicas para una política nacional de humedales. Biosíntesis. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt. Boletín No. 9.
- Beltrán, G. (2005). Uso Racional de los Humedales. *Nuestro Planeta: Revista del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente* 16(2):24-25.
- Cintrón-Molero, G. & Y. Schaeffer-Novelli. (2002). Un sistema de clasificación de humedales propuesto para la Convención Ramsar. pp. 37-51. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca: CVC. (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal laguna sonso municipio de Guadalajara de Buga. Santiago de Cali: Asoyotoco. 440 p.
- Corwardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet & E. T. Laroe. (1979). Classification of wetland and deepwater habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Franco Vidal, L. F. & Andrade G. (Eds). (2007). Fúquene, Cucunubá y Palacio. Conservación de la biodiversidad y manejo sostenible de un ecosistema lagunar andino. Fundación Humedales e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. F 364p.
- Keddy, P. A. (2000). *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Ministerio del Medio Ambiente (2002). *Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia: Estrategia para su Conservación y Uso Sostenible*. República de Colombia. Santafe de Bogotá. 67 p.
- Restrepo, C. & L. G. Naranjo (1987). Recuento histórico de la disminución de humedales y desaparición de la avifauna acuática en el Valle del Cauca. *Memorias III Congreso de Ornitología Neotropical*, Cali.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

PARTE 1

**LA LAGUNA DE SONSO:
ASPECTOS BIOFÍSICOS Y SOCIALES**

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

LOS HUMEDALES EN EL CONTINENTE AMERICANO. CONCEPTOS Y CLASIFICACIÓN

*Elizabeth Muñoz**

INTRODUCCIÓN

El concepto de humedales ha sido uno de los temas de mayor debate en los últimos años cuando se aborda el estudio de los ecosistemas acuáticos. Se les conoce con una variedad de nombres y términos como ciénagas, pantanos, marismas, lagunas costeras, rías, esteros, cenagales, petenes, tintales, tulares, carrizales, selvas bajas inundables, tasistales, aguadas, sabanas, esteros, mallines (término de origen mapuche), vegas y otros más.

Aunque no se conoce exactamente la extensión de la superficie terrestre que está cubierta por humedales, el Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación ha sugerido una estimación de 570 millones de hectáreas (5,7 millones de Km²), aproximadamente del 4 al 6% de la superficie de la tierra (Mitsch y Gosselink, 2000) de la cual, el 2% son lagos, el 30% turberas, el 26% marjales, el 20% pantanos y el 15% llanuras de inundación. Los manglares cubren unos 240.000 Km² de áreas, y los arrecifes de coral, unos 600.000 Km². Más de la mitad (56%) se encuentra en zonas tropicales (2,6 millones de Km²) y subtropicales (2,1 millones de Km²) (Cintrón-Moleno y Schaeffer-Novelli, 2002).

América del Sur posee los humedales de mayor extensión en el mundo, con una importante diversidad de ambientes y de biodiversidad, encontrándose muchísimos endemismos a lo largo de toda su extensión. La mayor superficie ocupada por estos humedales (wetlands, bañados, banhados, bre-

* Candidata a PhD. Universidad Autónoma de Occidente, Cali, Colombia. emunoz@uao.edu.co

jos), se encuentran en la cuenca de drenaje de los grandes ríos, y más del 80% en áreas de clima cálido (Neiff y Malvárez, 2004). Un ejemplo es El Gran Pantanal (Figura 1.1), humedal que se extiende por el corazón de Suramérica y cubre más de 160.000 kilómetros cuadrados de tierra en el suroeste de Brasil, norte de Paraguay y noroeste de Bolivia. Lagos, lagunas, ríos, bosques e islas conforman este impresionante pantano gigante, que es también el bañado de agua dulce más grande del mundo.



Figura 1.1 El Gran Pantanal

Fuente: www.world66.com

En Colombia el área total ocupada por lagos, pantanos y turberas, ciénagas, llanuras y bosques inundados es de 20'252.500 Ha, esto excluyendo los humedales marinos y costeros. En total, entre ciénagas y otros cuerpos de aguas similares existen 5'622.750 Ha, las cuales se encuentran principalmente en los departamentos de Bolívar y Magdalena. Las lagunas representan cerca de 22.950 Ha y las sabanas inundables cubren una superficie total aproximada de 9'255.475 Ha, ubicadas en los departamentos del Amazonas, Guainía y Guaviare. Los bosques inundables representan aproximadamente 5'351.325 Ha y se localizan en la Orinoquia, Amazonia y bajo Magdalena y en menor medida en la zona pacífica (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2002). En Colombia hay actualmente tres sitios incluidos en la lista de humedales de importancia internacional: la Laguna de La Cocha en el departamento de Nariño, la Ciénaga Grande de Santa Marta en el departamento del Magdalena y los humedales del Delta del río Baudó en el departamento del Chocó.

Para los años cincuenta en el valle geográfico del río Cauca, franja plana que se extiende en dirección Sur-Norte y atraviesa el río Cauca a su paso por los departamentos del Valle del Cauca y Cauca, (Figura 1.2), se reportaba un área de humedales de aproximadamente de 300 Km² (Álvarez-López, 1999), de las cuales 14.633 Ha estaban representadas en ciénagas o lagunas, ya en el año de 1986 sólo quedaban 1.314 Ha, es decir, hubo reducción de más del 90% (Restrepo y Naranjo, 1987). Esta zona de humedales actualmente tiene una extensión de 2.893 Ha, y se caracteriza por tener una influencia directa del río Cauca, especialmente en las zonas aledañas sometidas a la acción de las crecientes por los desbordes del río en las épocas de lluvias y de sequía en temporada seca en la cual se presenta un descenso de sus aguas (Castillo, 2007). El principal humedal de esta planicie aluvial es la Laguna de Sonso, último reducto del ecosistema lagunar que existe en el departamento del Valle del Cauca.

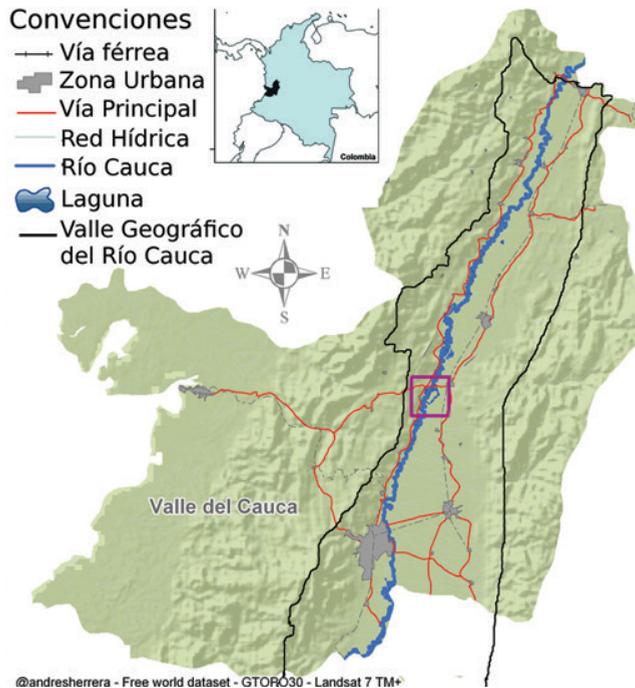


Figura 1.2 Ubicación en Colombia del valle geográfico del río Cauca

Fuente: Fabio Andrés Herrera Rozo, modificado por María Isabel Arce Plata

ELEMENTOS CONCEPTUALES

De acuerdo con el Convenio de Ramsar (Convención sobre los humedales de importancia internacional), un humedal se define como cuerpos o

superficies cubiertas de agua conocidas como marismas, pantanos, turberas sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de los seis metros. Además podrán comprender zonas de bordes fluviales o de costas adyacentes al humedal, así como las islas o extensiones de agua marina de una profundidad superior a los seis metros en marea baja, cuando se encuentra dentro del humedal (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2004).

El problema de esta definición es: 1. El uso de términos muy subjetivos que tienen diferentes significados según los países y regiones, 2. Al no basarse en un concepto ecológico de humedal, es decir, al no concebir el humedal como una unidad paisajística, o el hábitat característico de algunas especies (aves acuáticas, peces y otros taxones), queda sesgada hacia humedales concebidos sólo como láminas de agua de carácter permanente o semipermanente (cualquier tipo de ecosistema acuático o artificial) y con vegetación litoral, flotante o sumergida. En términos generales se define al humedal por sus componentes visuales básicos (especies biológicas conspicuas, vegetación, suelos, duración de la inundación), más que por sus procesos funcionales (Canevari et al., 1999).

La justificación para seguir empleando la definición de Ramsar, a pesar del alcance relativamente limitado, es que ha sido aceptada por 159 países como partes contratantes con 1.852 sitios Ramsar con una superficie total de 179'929.274 Ha. En la actualidad, no existe una definición de humedal mundialmente aceptada y las que se manejan están condicionadas por los objetivos de las acciones a desarrollar (investigación, delimitación, clasificación, saneamiento, restauración, creación de nuevos humedales, conservación de humedales o especies) y al campo profesional de los investigadores. De la definición que se diseñe y de la tipificación que se realice, dependerá el diseño de muestreo, las estrategias de manejo y la efectividad de la legislación. Una definición de referencia debe ser capaz de caracterizar los procesos biofísicos claves que determinan la integridad ecológica de los distintos tipos de humedales de un territorio, de modo que puedan desencadenarse acciones de identificación, inventario, clasificación, y delimitación contenidas en cualquier programa de acción. Colombia ratifica la Convención de Ramsar en la Ley 357 de 1997 a través de la política Nacional de Humedales Interiores, la cual se viene implementando a través de tres estrategias. 1. Manejo y uso Sostenible, 2. Conservación y restauración y 3. Concientización y sensibilización.

Una de las primeras definiciones formales del término humedal, fue la realizada por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (USFWS) en 1956 (extraída de Cowardin et al., 1979).

El término “humedal” se refiere a las tierras bajas cubiertas por aguas someras y algunas veces temporales o intermitentes. Son nombrados de diferentes maneras como: pantanos, marismas, ciénaga, fangal, turbera, estero, etc. Se incluyen en la definición los lagos y las lagunas someras usualmente con vegetación emergente como característica distintiva, pero no así las aguas permanentes de arroyos, presas y aguas profundas de los lagos. Tampoco se incluyen las zonas inundables que son tan temporales que tienen poco o nada de efecto en el desarrollo de suelos húmedos.

La definición más comprensible, surgió después de varios años de revisión, por parte de los científicos del USFWS. Esta definición se presentó en el reporte titulado “Clasificación de Humedales y Hábitats de Aguas Profundas de los Estados Unidos” (Tomado de Cowardin et al., 1979), en donde se les define como:

Los humedales son áreas en donde la saturación con agua es el factor dominante que determina la naturaleza del desarrollo del suelo y del tipo de comunidades de plantas y animales que viven en el suelo o en su superficie. La característica que todos los humedales comparten, es que el suelo o el sustrato están al menos periódicamente saturados o cubiertos con agua. Los humedales son áreas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, en donde el nivel freático usualmente está a nivel de superficie o cerca de ésta, o la superficie está cubierta por aguas someras.

La definición basada en un enfoque jerárquico introduce criterios de vegetación hidrófila y suelo hídrico y factores cuantificables como suelo, vegetación, hidrología, aspectos importantes para identificar y clasificar los humedales, pero considera los ambientes inundados por aguas permanentes y profundas (hábitat de zonas litorales de lagos y lagunas), como un tipo aparte.

En España, González-Bernáldez y Montes (1989) desarrollaron una definición científica con una base ecológica general, que se adecuaba bien a las características ecológicas globales de los humedales españoles, la mayoría de los cuales pertenecían al dominio climático mediterráneo. Esta definición, con algunas modificaciones toma como referencia la adoptada por el Inventario de Lagos y Humedales de España:

Un humedal es una unidad funcional del paisaje que no siendo un río, ni un lago ni el medio marino, constituye en el espacio y en el tiempo una anomalía hídrica positiva respecto a un entorno más seco. El exceso de humedad debe ser lo suficientemente importante para afectar a los procesos físicos, químicos y biológicos del área en cuestión. Estas unidades territoriales se caracterizan básicamente por contener suelos hídricos y vegetación higrófila, además de poseer una fauna, microorganismos y unos usos humanos diferentes a la de los espacios adyacentes.

Con los antecedentes anteriores, y el aporte de la legislación sobre aguas, se adopta para el Plan de Humedales de Andalucía, España una definición que caracterice el patrimonio de los humedales en Andalucía. Esta definición considera la adoptada por la NRC (1995), pero con algunas modificaciones:

Un humedal es un ecosistema o unidad funcional de carácter predominantemente acuático, que no siendo un río, ni un lago ni el medio marino, constituye, en el espacio y en el tiempo, una anomalía hídrica positiva respecto a un entorno más seco. La confluencia jerárquica de factores climáticos e hidrogeomorfológicos, hace que se generen condiciones recurrentes de inundación con aguas someras, permanentes, estacionales o erráticas y/o condiciones de saturación cerca o en la superficie del terreno por la presencia de aguas subterráneas, lo suficientemente importantes como para afectar a los procesos biogeofísicoquímicos del área en cuestión.

La característica esencial mínima para diagnosticar la existencia de un humedal es la inundación con aguas someras (formación palustre) o la saturación recurrente cerca o en la superficie del terreno (criptohumedal); lo que condiciona otras características fundamentales de apoyo al diagnóstico, que son la presencia de suelos hídricos y/o vegetación hidrófila. Generalmente, estas propiedades se traducen también en la existencia de unas comunidades especiales de microorganismos y fauna, así como en aprovechamientos humanos diferentes y en un paisaje con un elevado grado de calidad visual respecto a su entorno.

La definición adoptada toma en cuenta: 1. Al humedal como un sistema ecológico. Cualquier acción relacionada con su conocimiento o gestión (conservación, restauración, manejo, identificación o evaluación), hay que ejecutarla de una forma global, considerando al humedal como un todo, es decir, como un complejo de sistemas de interacciones biofísicas, que debe ser administrado como una entidad integrada y unitaria. 2. Una definición operativa que facilite la elaboración y desarrollo de estrategias de gestión relacionada con el uso y conservación de estos ecosistemas. Por este motivo, la definición no sólo considera al humedal como una unidad funcional en abstracto, sino también el punto de vista geográfico, considerando al ecosistema espacial y temporalmente en sus dinámicas funcionales (Montes et al., 1998).

La definición utilizada oficialmente en Canadá en el sistema de clasificación de los humedales canadienses (Warner y Rubec, 1997) es:

Tierra que está saturada con agua el tiempo suficiente como para promover humedales o procesos indicados para suelos con poco drenaje, vegetación hidrófila y varios tipos de actividad biológica adaptados a ambientes húmedos.

La definición de humedal, contenida en la Ley Orgánica del Ambiente No. 7554 de Costa Rica, 1995 es la siguiente:

Los humedales son los ecosistemas con dependencia de regímenes acuáticos, naturales o artificiales, permanentes o temporales, lénticos o lóuticos, dulces, salobres o salados, incluyendo las extensiones marinas hasta el límite posterior de fanerógamas marinas o arrecifes de coral o, en su ausencia, hasta seis metros de profundidad en marea baja.

La definición utilizada por el cuerpo de ingenieros del ejército de los Estados Unidos (organismo encargado de regular los permisos de drenaje y relleno de humedales), en el año 1999, define a los humedales como:

Aquellas áreas que están inundadas o saturadas por agua superficial o subterránea en una frecuencia y duración suficiente para mantener, y en circunstancias normales, una prevalencia de vegetación típicamente adaptada para la vida en condiciones de suelo saturados. Los humedales generalmente incluyen pantanos, marismas, turberas, y áreas similares.

Para la Environmental Protection Agency (EPA) de los Estados Unidos de América, (1994): esta definición se encuentra dentro de un glosario adjunto a un reporte sobre los ecosistemas de los grandes lagos de Estados Unidos: “Un área que es regularmente saturada por agua superficial o subterránea, y que se caracteriza por la prevalencia de vegetación que está adaptada a la vida en condiciones de suelos saturados (pantanos, turberas, marismas y estuarios)”.

Algunos autores coinciden en la identidad propia de los grandes humedales como mosaicos de ecosistemas altamente dinámicos, de bordes lábiles, donde la estabilidad y la diversidad están condicionadas primariamente por la hidrología y los flujos de materiales (Mitsch y Gosselink, 1993; Gopal, 1994). Estos humedales, que básicamente hacen referencia a los de Sudamérica, sustentan altos valores de biodiversidad (Neiff, 1996; Naiman y Décamps, 1997), debido a tres factores (Malvárez y Kandus, 2005): 1) la marcada heterogeneidad que presentan, esto por la acción de los procesos fluviales y el régimen hidrológico, que crean y destruyen ambientes dentro de la llanura aluvial generando procesos de colonización, recolonización y cambios permanentes en las comunidades; 2) el régimen del “pulso” de inundación (Junk et al., 1989) que determina la organización de los ecosistemas en la llanura aluvial a través de la recurrencia periódica de las fases de inundación y sequía; y c) la intensidad de la inundación y su duración o tiempo de permanencia de las aguas (Malvárez y Kandus, 2005). Los trabajos en Sudamérica han revelado la existencia de extensas regiones de humedales, que configuran verdaderos macrosistemas de extensión subregional de origen y características fisiográficas diversas, típicas de las llanuras interiores del continente (Neiff, 1999).

Con los anteriores planteamientos se ha propuesto la siguiente definición de humedal:

Sistema de cobertura sub-regional en los que la presencia temporal de una capa de agua de variable espesor (espacial y temporalmente) condiciona flujos biogeoquímicos propios, suelos con acentuado hidromorfismo y una biota peculiar por procesos de selección, que tiene patrones propios en su estructura y dinámica. Pueden considerarse como macrosistemas cuya complejidad crece con la variabilidad hidrosedimentológica y la extensión geográfica ocupada (Neiff et al., 1994).

Dentro de estos macrosistemas están comprendidos los ambientes acuáticos permanentes, temporarios y áreas de tierra firme, con una dominancia espacial y funcional de los ambientes acuáticos temporarios. El macrosistema constituye una unidad ecológica de funcionamiento, en razón de los flujos de materiales y energía que ocurren dentro de él, y de las transformaciones internas que surgen al comparar entradas y salidas de elementos inorgánicos y orgánicos (Neiff et al., 1994). Por lo planteado, la gran mayoría de los humedales de Sudamérica no son ecotonos o sistemas de transición tierra/agua como fue conceptualizado por Holland (1988), Naiman et al. (1989), Junk et al. (1989), Kolasa y Zalewski (1995) y Ward et al. (1999).

Las características de los grandes humedales sudamericanos no están esencialmente descritas por un conjunto de características definidas singularmente por escalas de espacio y de tiempo y por la fuerza de las interacciones entre estos mismos sistemas (en referencia a los sistemas adyacentes a los humedales), sino por la capacidad de transformación interna de estímulos que ellos tienen, en el espacio geográfico que ocupan los humedales, y sobre los sistemas que reciben su influencia (Neiff, 1999). La definición propuesta por Keddy (2000) plantea: “Un humedal es un ecosistema que tiene lugar cuando la inundación por agua produce suelos dominados por procesos anaeróbicos forzando a la biota, particularmente a las plantas enraizadas, a exhibir adaptaciones para tolerar la inundación”.

CLASIFICACIÓN DE LOS HUMEDALES

Los sistemas de clasificación tienen como propósito agrupar e identificar distintos tipos de humedales para facilitar su inventario, manejo, conservación y administración. Las primeras evidencias de clasificaciones de humedales proceden de los inicios del siglo XX, cuando se realizaron iniciativas para caracterizar turberas en Europa y Norteamérica (Mitsch y Gosselink, 2000). En 1979, Cowardin y colaboradores desarrollaron la

“Clasificación de humedales y hábitats de aguas profundas de los Estados Unidos” para el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (Fish and Wildlife Service). Este sistema, tiene como objetivo crear una taxonomía ecológica que sirva para el manejo de recursos naturales, desarrollar unidades de mapeo, y que provea una uniformidad de conceptos y términos. En esta clasificación se presentan cinco sistemas de humedales (marino, estuarino, ribereño, lacustre y palustre), basadas en factores hidrológicos, geomorfológicos, químicos y biológicos. Los sistemas se dividen en subsistemas, los cuales se basan en la hidrología y la ubicación en el paisaje. Los subsistemas se dividen en clases, las cuáles describen la vegetación dominante o el sustrato. Luego de la unidad clase, es posible profundizar en la descripción usando subclases, luego tipos de dominio y por último modificadores. Las subclases aportan información sobre las formas de vida y los tipos de dominio están basados en los tipos de vida dominantes. Los modificadores son usados para describir más precisamente régimen de aguas, salinidad, pH. Esta clasificación también es usada en países como México, Colombia y Costa Rica.

La Convención Ramsar (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2004) desarrolló una clasificación (Tabla 1.1), con el objetivo de aportar un marco amplio que facilite la identificación rápida de los principales hábitats de humedales a nivel mundial, por lo tanto, en esta se describen ecotipos que otros sistemas, como el de Cowardin et al. (1979), no incluyen (e.g. oasis). Por otro lado, existen dos ecotipos propuestos por el Servicio de Pesca y Vida silvestre de Estados Unidos, donde los humedales son clasificados de acuerdo con su ubicación en el paisaje y el tipo de vegetación presente, y se dividen en 3 grupos: marinos, continentales y artificiales.

Para el inventario de los humedales hay dos métodos frecuentemente utilizados: uno de ellos es el Inventario Nacional de Humedales de Estados Unidos (National Wetland Inventory Approach - NWI) (Tabla 1.2) y la de la Convención de Ramsar (Tablas 1.3, 1.4 y 1.5), ambas destacadas en el trabajo de Scott y Jones (1995) titulado “Clasificación e inventario de humedales: una visión global”, que a pesar de estar un poco desactualizado, aún tiene vigencia.

Tabla 1.1 Clasificación de los humedales por niveles jerárquicos, según Ramsar (2004)

Nivel jerárquico	Características
Ámbito	Origen y funcionamiento
Sistema	Hidrología, geomorfología, química y biológicas
Subsistema	Circulación del agua
Clase	Fisionomía
Subclase	Estructura y composición biótica

**Tabla 1.2 Clasificación jerárquica de humedales
de Corwardin et al. (1979)**

Sistema	Subsistema	Clase
MARINO	SUBMAREAL	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho de organismos acuáticos Arrecife
	INTERMAREAL	Lecho de organismos acuáticos Arrecife Costa rocosa Costa no consolidada
ESTUARINO	SUBMAREAL	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho de organismos acuáticos Arrecife
	INTERMAREAL	Lecho de organismos acuáticos Arrecife Costa rocosa Costa no consolidada Lecho de canales Humedal emergente Humedal arbustivo Humedal boscoso
FLUVIAL	MAREAL	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho de organismos acuáticos Costa rocosa Costa no consolidada Humedal emergente
	PERMANENTE INFERIOR	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho de organismos acuáticos Costa rocosa Costa no consolidada Humedal emergente
	PERMANENTE SUPERIOR	Fondo rocoso Fondo no consolidado Lecho de organismos acuáticos Costa rocosa Costa no consolidada
	TEMPORAL	Lecho de canales

Sigue >>

Tabla 1.2 (Cont.)

Sistema	Subsistema	Clase
LACUSTRE	LIMNÉTICO	Fondo rocoso
		Fondo no consolidado
		Lecho de organismos acuáticos
	LITORAL	Fondo rocoso
		Fondo no consolidado
		Lecho de organismos acuáticos
PALUSTRE		Costa rocosa
		Costa no consolidada
		Humedal emergente
		Fondo rocoso
		Fondo no consolidado
		Lecho de organismos acuáticos
	Costa no consolidada	
	Humedal de musgos y líquenes	
	Humedal arbustivo	
	Humedal emergente	
	Humedal boscoso	

Tabla 1.3 Sistema de clasificación de humedales según la convención de Ramsar

Grupos	Tipos
HUMEDALES MARINOS Y COSTEROS	A. Aguas marinas someras permanentes , en la mayoría de los casos de menos de seis metros de profundidad en marea baja; se incluyen bahías y estrechos.
	B. Lechos marinos submareales ; se incluyen praderas de algas, praderas de pastos marinos, praderas marinas mixtas tropicales.
	C. Arrecifes de coral .
	D. Costas marinas rocosas ; incluye islotes rocosos y acantilados.
	E. Playas de arena o de guijarros ; incluye barreras, bancos, cordones, puntas e islotes de arena; incluye sistemas y hondonales de dunas.
	F. Estuarios ; aguas permanentes de estuarios y sistemas estuarinos de deltas.
	G. Bajos intermareales de lodo, arena o con suelos salinos (“saladillos”).
	H. Pantanos y esteros (zonas inundadas) intermareales ; incluye marismas y zonas inundadas con agua salada, praderas halófilas, salitrales, zonas elevadas inundadas con agua salada, zonas de agua dulce y salobre inundadas por la marea.
	I. Humedales intermareales arbolados ; incluye manglares, pantanos de “nipa”, bosques inundados o inundables mareales de agua dulce.
	J. Lagunas costeras salobres/saladas ; lagunas de agua entre salobre y salada con por lo menos una relativamente angosta conexión al mar.
K. Lagunas costeras de agua dulce ; incluye lagunas deltaicas de agua dulce.	
Zk(a). Sistemas kársticos y otros sistemas hídricos subterráneos , marinos y costeros.	

Sigue >>

Tabla 1.3 (Cont.)

Grupos	Tipos
HUMEDALES CONTINENTALES	L. Deltas interiores (permanentes).
	M. Ríos/arroyos permanentes ; incluye cascadas y cataratas.
	N. Ríos/arroyos estacionales/intermitentes/irregulares.
	O. Lagos permanentes de agua dulce (de más de 8 Ha); incluye grandes madrevejas (meandros o brazos muertos de río).
	P. Lagos estacionales/intermitentes de agua dulce (de más de 8 Ha); incluye lagos en llanuras de inundación.
	Q. Lagos permanentes salinos/salobres/alcalinos.
	R. Lagos y zonas inundadas estacionales/intermitentes salinos/salobres/alcalinos
	Sp. Pantanos/esteros/charcas permanentes salinas/salobres/alcalinos.
	Tp. Pantanos/esteros/charcas permanentes de agua dulce ; charcas (de menos de 8 Ha), pantanos y esteros sobre suelos inorgánicos, con vegetación emergente en agua por lo menos durante la mayor parte del período de crecimiento.
	Ts. Pantanos/esteros/charcas estacionales/intermitentes de agua dulce sobre suelos inorgánicos ; incluye depresiones inundadas (lagunas de carga y recarga), “potholes”, praderas inundadas estacionalmente, pantanos de ciperáceas.
	U. Turberas no arboladas ; incluye turberas arbustivas o abiertas (“bog”), turberas de gramíneas o carrizo (“fen”), bofedales, turberas bajas.
	Va. Humedales alpinos/ de montaña ; incluye praderas alpinas y de montaña, aguas estacionales originadas por el deshielo.
	Vt. Humedales de la tundra ; incluye charcas y aguas estacionales originadas por el deshielo.
	W. Pantanos con vegetación arbustiva ; incluye pantanos y esteros de agua dulce dominados por vegetación arbustiva, turberas arbustivas (“carr”), arbustales de <i>Alnus</i> sp; sobre suelos inorgánicos.
	Xf. Humedales boscosos de agua dulce ; incluye bosques pantanosos de agua dulce, bosques inundados estacionalmente, pantanos arbolados; sobre suelos inorgánicos.
Xp. Turberas arboladas ; bosques inundados turbosos	
Y. Manantiales de agua dulce, oasis.	
Zg. Humedales geotérmicos.	
Zk(b). Sistemas kársticos y otros sistemas hídricos subterráneos, continentales.	

Nota: “llanuras de inundación” es un término utilizado para describir humedales, generalmente de gran extensión, que pueden incluir uno o más tipos de humedales, entre los que se pueden encontrar R, Ss, Ts, W, Xf, Xp, y otros (vegas/praderas, sabana, bosques inundados estacionalmente, etc.). No es considerado un tipo de humedal en la presente clasificación.

Sigue >>

Tabla 1.3 (Cont.)

Grupos	Tipos
HUMEDALES ARTIFICIA- LES	1. Estanques de acuicultura (por ej. estanques de peces y camarone- ras).
	2. Estanques artificiales ; incluye estanques de granjas, estanques pe- queños (generalmente de menos de 8 Ha).
	3. Tierras de regadío ; incluye canales de regadío y arrozales.
	4. Tierras agrícolas inundadas estacionalmente ; incluye praderas y pasturas inundadas utilizadas de manera intensiva.
	5. Zonas de explotación de sal ; salinas artificiales, salineras, etc.
	6. Áreas de almacenamiento de agua ; reservorios, diques, represas hidroeléctricas, estanques artificiales (generalmente de más de 8 Ha).
	7. Excavaciones ; canteras de arena y grava, piletas de residuos mineros.
	8. Áreas de tratamiento de aguas servidas ; “sewage farms”, piletas de sedimentación, piletas de oxidación.
	9. Canales de transportación y de drenaje, zanjas.
	Zk(c). Sistemas kársticos y otros sistemas hídricos subterráneos , ar- tificiales.

**Tabla 1.4 Clasificación de las características para humedales
marinos y costeros**

Agua salina	Permanente	< seis metros de profundidad	A
		Vegetación submarina	B
		Arrecifes de coral	C
	Costeros	Rocosas	D
		Playas de arena o guijarros	E
Agua salina o salobre	Intermareal	Bajos (lodos, arena o con suelos salinos)	G
		Pantanos y esteros	H
		Bosques	I
	Lagunas	J	
	Estuarios	F	
Agua salina salobre o dulce	Subterránea		Zk (a)
Agua dulce	Lagunas		K

Tabla 1.5. Clasificación de las características para humedales continentales

Agua dulce	Corrientes de agua	Permanentes	Ríos, arroyos	M	
			Deltas	L	
			Manantiales, oasis	Y	
	Lagos y lagunas	Estacionales/intermitentes	Ríos, arroyos	N	
			> 8 hectáreas	O	
		Permanentes	< 8 hectáreas	Tp	
			Estacionales/intermitentes	> 8 hectáreas	P
		Pantanos sobre suelos inorgánicos	Permanentes	< 8 hectáreas	Ts
				Dominio de la vegetación	Tp
	Dominio del arbusto			W	
	Pantanos sobre suelos de turba	Estacionales/intermitentes	Dominio del árbol	Xf	
			Dominio de la vegetación	Ts	
Permanentes			No arboladas	U	
Pantanos sobre suelos orgánicos o de turbera		Permanentes	Arboladas	Xp	
			Gran altitud (alpino)	Va	
			Tundra	Vt	
Agua salina, salobre o alcalina	Lagos	Permanentes	Q		
		Estacionales/intermitentes	R		
	Pantanos, esteros y charcas	Permanentes	Sp		
		Estacionales/intermitentes	Ss		
Agua fresca, salina, salobre o alcalina	Geotérmica		Zg		
	Subterránea		Zk(b)		

Las tablas anteriores (Tablas 1.3, 1.4 y 1.5) fueron tomadas de la “Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar” (FIR) - Versión 2009-2012 Categorías aprobadas en la Recomendación 4.7 (1999) y modificadas por la Resolución VIII.13 de la 8a. Conferencia de las Partes Contratantes (2002) y Resoluciones IX.1. Anexo B, IX.6, IX.21 y IX.22 de la 9a. Conferencia de las Partes Contratantes (2005).

Si se compara la clasificación de Ramsar y la de NWI, lo primero que se destaca es que ambas utilizan una estructura jerárquica. Para la NWI, la estructura jerárquica usada es: sistema, subsistema, clase, subclase, modificadores y Ramsar los niveles de ámbito, sistema, subsistema, clase y subclase (Tabla 1.1). En el mayor nivel se encuentran los ambientes marinos y costeros, los humedales interiores y los artificiales. En el siguiente nivel ambas clasificaciones tienen el mismo grado de resolución con algunas diferencias de nomenclatura y énfasis (Tabla 1.1 y 1.6).

Tabla 1.6 Comparación entre el Inventario Nacional de Humedales y la clasificación Ramsar en forma jerárquica, tal como fuera presentada por Scott y Jones (1995)

National Wetland Inventory (NWI)	Ramsar (Scott y Jones 1995)
Marino	Marino
Estuarino	Estuarino
No reconocida	Lacustre/palustre para áreas costeras
Fluvial	Fluvial
Lacustre	Lacustre
Palustre	Palustre
No reconocida	Geotérmico
No reconocida	Artificiales: acuicultura, agricultura, explotación de sal, urbano e industrial

Fuente: Tomado de Brinson (2004).

La clasificación de Ramsar y la de la NWI no fueron creadas inicialmente para relacionar los humedales con la función que desempeñan. Fue Brinson en 1993, quien desarrolla una clasificación para los humedales basada en la hidrología y morfología, factores relacionados con la funcionalidad que desempeñan los humedales. Brinson plantea que: *la comprensión de la forma como funcionan los humedales puede ser de gran valor en la demostración de cómo se vinculan con los bienes y servicios utilizados por la sociedad, esto, para su conservación y recuperación de atributos.*

Para Brinson (1993), las tres características hidrogeomorfológicas (HGM) responsables del funcionamiento de los humedales son: 1. Emplazamiento geomorfológico, 2. Fuente de agua y 3. Hidrodinámica o movimiento del agua. Esta clasificación puede ser adaptada a distintas regiones geográficas. El autor considera que la parte hidrológica en los humedales debe considerar: 1. Los destinos del agua del humedal y 2. El grado de los mismos, de las cuales propone tres combinaciones que se relacionan en la Tabla 1.7.

Tabla 1.7 Fuentes y destinos del agua en los humedales (Brinson, 1993)

Tipo de humedal	Descripción
Humedal dador (dador o exportador)	Reciben agua sólo de las precipitaciones y exportan agua a través de canales hacia zonas más bajas con nutrientes.
Humedal receptor (recibe o acumula)	Recibe aguas de las descargas del subsuelo y la pierde por flujos superficiales.
Humedal transportador (conductores o de transferencia)	Recibe agua y sedimentos por el flujo superficial, propiciada por la elevada energía cinética del agua.

Para las características geomorfológicas considera seis tipos de humedales, los cuales se derivan de la clasificación de los ecosistemas costeros de Odum et al. (1974) y de la clasificación de los manglares de Lugo y Snedaker (1974), que se describen en la Tabla 1.8. Estas características facilitan la comprensión a nivel funcional para la clasificación de los humedales, que aún no han sido utilizadas y que facilitarían la comprensión del humedal a nivel de macroecosistema, y permitiría inventariar y mapear los humedales a escala regional e integrar procesos ecológicos y los efectos antrópicos sobre los humedales.

Tabla 1.8 Tipos de humedales según su emplazamiento geomorfológico (Brinson, 1993)

Tipo de emplazamiento geomorfológico	Descripción
Humedales de depresiones o de cuencas	Se presentan en depresiones topográficas y pueden recibir agua superficial en forma difusa o concentrada y agua subterránea.
Humedales de franjas lacustres	Se encuentran en los bordes de lagos. Influidos principalmente por el agua superficial del lago, pero pueden recibir agua subterránea.
Humedales de pendientes	Se presentan en pendientes topográficas, o pueden ser puntos de descarga de agua subterránea en terreno llano.
Humedales de franjas mareales	Con flujos bidireccionales dados por las corrientes de mareas, y se localizan en las márgenes de los estuarios.
Humedales fluviales	De flujo unidireccional, incluye tanto el canal del río como la llanura de inundación adyacente. Pueden recibir el flujo de agua subterránea. En cursos de agua de orden elevado, el flujo lateral cobra importancia, dado que conecta el hábitat del canal con los de la llanura inundable.
Planicies húmedas	Reciben el agua de las precipitaciones como fuente de agua, esto debido a que se encuentran restringidas a los interfluvios de climas húmedos.

Si se comparan las tres clasificaciones: la de Ramsar, NWI, y la HGM (Tabla 1.9), se puede decir que:

HGM no desarrolló la clase marina, dado que el borde del mar tiende a caer fuera de la jurisdicción continental donde se llevan a cabo las actividades antrópicas sobre los humedales en Estados Unidos.

1. La franja mareal en el HGM, corresponde aproximadamente al sistema estuarino de los otros grupos.
2. Ramsar, considera las categorías lacustre y palustre para las áreas

- costeras, en pos de incluir las depresiones de las interdunas, como se describe en Scott y Jones (1995).
3. Los grupos fluviales del NWI y Ramsar son sólo para cauces de los ríos.
 4. La HGM incluye también la planicie de inundación.
 5. En el NWI, la categoría palustre es muy amplia e incluye las llanuras de inundación de los ríos, planicies, depresiones y humedales de pendiente de la HGM.
 6. HGM no considera los humedales geotérmicos ni los artificiales o alterados.
 7. Los humedales artificiales de Ramsar podrían ser considerados como variantes artificiales o alteraciones de las clases originales (Brinson, 2004).

Tabla 1.9 Comparación de los sistemas NWI y Ramsar con el hidrogeomorfológico (HGM)

NWI	Ramsar	HGM
Marino	Marino	Franja mareal (baja profundidad).
Estuárico	Estuárico	
No reconocida	Lacustre/palustre para áreas costeras	No reconocida.
Fluvial (canal)	Fluvial (canal)	Fluvial (incluye el canal como la planicie de inundación).
Lacustre	Lacustre	Franja lacustre (no en porciones profundas).
Palustre	Palustre	Planicie de inundación fluvial (con canal). Reconocimiento separado de planicies, depresiones y pendientes.
No reconocida	Geotérmico	No reconocida.
No reconocida	Artificiales: acuicultura, agricultura, explotación de sal, urbano e industrial.	No reconocida.

SISTEMAS DE CLASIFICACIÓN

La mayor parte de las otras clasificaciones incluyen entre cinco y diez niveles, que son útiles para su comparación entre biomas, zonas de vida, continentes y países. En la Tabla 1.10 se presentan las clasificaciones desarrolladas por Dugan (1993) y Keddy (2000). Por otro lado, en la Tabla 1.11 se presenta un resumen comparativo de los diferentes criterios utilizados en los sistemas de clasificación de humedales usados mundialmente (Tabla 1.2).

Tabla 1.10 Clasificación de los humedales por otros autores

Autor	Niveles de clasificación
DUGAN, 1993	<ol style="list-style-type: none"> 1. Estuarios 2. Costas abiertas 3. Planicies de inundación 4. Pajonales de agua dulce 5. Lagos 6. Turberas 7. Bosques de pantano
KEDDY, 2000	<ol style="list-style-type: none"> 1. Pantano boscoso 2. Pajonal 3. Turbera elevada 4. Turbera de pendiente 5. Pradera húmeda 6. Agua somera

Tabla 1.11 Criterios de clasificación para humedales utilizados mundialmente

Clasificación	División 1	División 2	División 3	División 4	División 5	División 6
Cowardin et al.	Geomórfico Ej. fluvial	Geológico e hidrológico Ej. Intermittente	Vegetación o sustrato Ej. orilla rocosa	Características de vegetación o sustrato Ej. roca madre	Especies domi- nantes Ej. <i>Mytilus</i>	Régimen de aguas, salinidad, pH Ej. Alcalino
Semeniuk y Se- meniuk	Geomórfico Ej. emergente	Geomórfica Ej. Canal	Geomórfico y hidroperiodo Ej. Lago	Características de vegetación o sustrato Ej. fondo rocoso	Especies domi- nantes Ej. <i>Helobdella</i>	Salinidad, pH
Warner y Rubec	Origen genético Ej. pantano	Geomórfico Ej. Plano	Vegetación Ej. líquen	-----	-----	-----
EUNIS	Geomórfico y vegetación Ej. aguas de superficie continental	Régimen de aguas, vegetación Ej. en movimiento	Velocidad, origen Ej. vertiente	Salinidad, vegetación Ej. ríos mareales de agua dulce	-----	-----
Dini, Cowan y Goodman	Geomórfico Ej. fluvial	Geológico e hidrológico Ej. intermitente	Vegetación o sustrato Ej. orilla rocosa	Características de vegetación o sustrato Ej. roca madre	Especies domi- nantes Ej. <i>Mytilus</i>	Régimen de aguas, salinidad, pH Ej. poikilosalino
Costa et al.	Geomórfico Ej. fluvial	Geológico e hidrológico Ej. Intermittente	Vegetación o sustrato Ej. orilla rocosa	Características de vegetación o sustrato Ej. roca madre	Especies domi- nantes Ej. <i>Mytilus</i>	Régimen de aguas, salinidad, pH Ej. Alcalino
Brinson	Geomórfico, Fuente de agua, E hidrodinámica Ej. llanuras de inundación	-----	-----	-----	-----	-----

Fuente: Centro de Ecología Aplicada Ltda. Gobierno de Chile. Informe final Diciembre Vol. 2 (2006).

CLASIFICACIÓN DE LOS HUMEDALES EN SURAMÉRICA

En Sudamérica hay dos tipos de pantanales (término portugués) o humedales bien definidos. Uno de ellos es el arenoso, con campos de dunas eólicas, fósiles, escorrentía superficial no organizada, numerosos cuerpos de agua aislados en aguas bajas a intermedias, a los cuales se les denomina humedales de anegamiento o “pantanales”. La capa impermeable puede estar muy cerca de la superficie, o a metros de profundidad. Según la posición de la misma pueden darse dos fases: 1) de saturación y 2) de inundación. El anegamiento involucra el encharcamiento del suelo hasta dos metros de agua. El exceso de agua en el paisaje se debe a lluvias ocurridas localmente. El agua infiltra en la arena de las partes más altas y va escurriendo lentamente por las depresiones a lo largo de las semanas. El otro tipo de gran humedal corresponde a los humedales de inundación. En ellos el encharcamiento del suelo (con una lámina de agua de hasta 2-4 m de espesor) proviene en gran medida de desbordes fluviales, de cauces cuyos caudales se originan en otras regiones (Neiff, 1981).

En Colombia el Ministerio del Medio Ambiente (2002), hoy Ministerio de Ambiente y Desarrollo Territorial, con el Instituto Alexander von Humboldt (1999), desarrollaron una escala de caracterización preliminar de los principales humedales colombianos que representa la diversidad biogeográfica, tipología y funcional, identificándose 27 complejos de humedales continentales, de acuerdo con las condiciones topográficas e hidrográficas. Esta clasificación es adoptada por Colombia para desarrollar la política para los humedales del ámbito interior de Colombia. Esta clasificación adopta la estructura jerárquica de Ramsar en los niveles de ámbito, sistema, subsistema, clase y subclase. Tal como se detalla en la Tabla 1.12. Sin embargo, varía según los criterios adoptados por las Resoluciones VI.5 y VII.11 de la Conferencia de las Partes Contratantes, descritos anteriormente con la desarrollada en la política de humedales interiores de Colombia (Ver Tabla 1.13).

A continuación algunas clasificaciones para los humedales colombianos:

Características fisiográficas

En lo que respecta a las características que determinan su fisionomía, se plantea el uso de grandes unidades paisajísticas básicas siguiendo la aproximación de Dugan (1992). En Colombia existen ejemplos de siete unidades descritas con base en Dugan (1992) y Duque (1992). Estas unidades son:

- Estuarios
- Humedales litorales
- Llanuras inundables
- Pantanos de agua dulce
- Lagunas
- Ciénagas y lagos (Naranjo, 1997).

Características relativas al gradiente altitudinal

Esta clasificación (Tabla 1.14) propone organizar los diversos tipos de “humedales” presentes en Colombia, a partir del gradiente altitudinal en regiones geográficas según sus características, con base en Donato (1991) y Duque (1992). Para estos autores, la Laguna de Sonso está caracterizada en la provincia de las tierras bajas como ciénaga. La cual según la clasificación fisonómica dada por Arias (1985), corresponde a una ciénaga aislada, es decir, una ciénaga sin conexión con el río y alimentada de manera esporádica por los desbordes del río Cauca.

Tabla 1.12 Clasificación de los humedales naturales, Ramsar (2004)

Ámbito	Sistema	Subsistema	Clase	Sub-clase		
Marino y Submarino	Marino	Submareal		Aguas marinas someras		
			Lecho Acuático	Lecho marino		
			Arrecife	Arrecifes de Coral		
				Playas rocosas		
			Intermareal	Roca	Playa de arena y grava	
				No consolidado		
		Estuario	Submareal		No consolidado	Planos lodosos intermareales
				Intermareal	Emergente	Pantanos Salados
					Boscoso	Manglares
		Lacustre /palustre	Permanente / Estacional			Lagunas salinas y salobres
				Lagunas costeras dulces		
Perenne	Emergente				Deltas Interiores	
					Ríos/ Arroyos Intermitentes	
	Intermitente	Emergente	Planicies inundables			
Interior	Fluvial	Perenne		Ríos/arroyos permanentes		

Sigues >>

Tabla 1.12 (Cont.)

Ámbito	Sistema	Subsistema	Clase	Sub-clase
		Intermitente	Emergente	Deltas Interiores Ríos/ Arroyos intermitentes
			Emergente	Planicies inundables
	Lacustre	Permanente		Lagos dulces permanentes
		Estacional		Lagos dulces estacionales
		Permanente o estacional		Lagos y pantanos salinos permanentes/ estacionales
	Palustre	Permanente	Emergente	Pantanos y ciénagas dulces permanentes Turberas abiertas Humedales alpinos
		Estacional	Arbustivo	Pantanos arbustivos
			Boscoso	Bosque Pantanoso Dulce Ojos de agua Oasis
			Emergente	Ciénaga estacional dulce
	Geotérmico			Humedales geotérmicos

Fuente: Naranjo (1997)

Tabla 1.13 Diferencia en los criterios de clasificación

Según Resoluciones VI.5 y VII.11	Clasificación: humedales interiores de Colombia (1999)
1. Marinos y costeros	1. Marinos y submarinos
2. Continentales	2. Interiores
3. Artificiales	

Tabla 1.14 Clasificación de los humedales según su gradiente altitudinal, y regiones biogeográficas

Provincia o Región	Gradiente altitudinal	Tipo de humedal
Altoandina	Por encima de los 2.900 msnm	Turberas (o bofedales) de páramo, pantanos, lagos y lagunas.
Andina	Entre los 2.900 y 1.000 msnm	Lagos, lagunas y embalses.
Tierras bajas	Entre 1.000 y 0 msnm	Ciénagas, lagunas, pantanos, sabanas inundables, bosques inundables, llanuras inundables, madre viejas meandros.
Costas o litoral	Entre los 0 y los -6 msnm	Estuarios, en el cual se distinguen formaciones vegetales de mangle, natal, el guandal (o sajal o cuangarial), el naidizal (dominio de la palma <i>Euterpe cuatrecasana</i> o naidi), catival, arrecifes coralinos de aguas someras, praderas submarinas de <i>Thalassia</i> y lagunas costeras (se incluyen las costas abiertas).

Fuente: Donato (1991) y Duque (1992)

CLASIFICACIÓN SEGÚN CATEGORÍAS DE VALORACIÓN

Siguiendo la nomenclatura de Hecker et al. (1996), el Instituto Von Humboldt desarrolló criterios para valorar los humedales de acuerdo con categorías de valoración en: funciones, productos y atributos, los cuales se describen en la Tabla 1.15. En la Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia, se reconoce que debido a que estos ecosistemas presentan una serie de características que los hacen vitales para la conservación de biodiversidad y por su oferta de funciones, productos y atributos (Tabla 1.15), los humedales son ecosistemas estratégicos y por lo tanto se plantea que la perturbación de los humedales debe cesar (CVC-Asoyotoco, 2007).

Tabla 1.15 Clasificación de los humedales según categorías de valoración

Categorías	Valor
Funciones	Recarga de acuíferos
	Descarga de acuíferos
	Control de flujo
	Retención de sedimentos y tóxicos
	Retención de nutrientes
	Estabilización de la línea costera
	Protección contra tormentas
	Transporte acuático
	Soporte de cadenas tróficas
	Hábitat para vida silvestre
Recreación activa	
Productos	Recursos de vida silvestre
	Pesquería
	Recursos forrajeros
	Recursos agrícolas
	Fuentes de agua
Recursos forestales	
Atributos	Diversidad biológica
	Importancia cultural e histórica

REFERENCIAS

- Álvarez-López, H. (1999). Guía de las aves de la Reserva Natural de Sonso. CVC. Corporación Autónoma Regional del Valle de Cauca, Santiago de Cali, Valle.
- Arias, P. (1985). Las ciénagas de Colombia. Divulgación pesquera, INDERENA, 22(3-5):38-70.
- Brinson, M. M. (1993). A hydrogeomorphic classification for wetlands, Technical Report WRP-DE-4, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS., NTIS No. AD A270 053.
- Brinson, M. M. (2004). Conceptos y desafíos de la clasificación de humedales. en: Curso taller “Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina. Buenos Aires 30 de septiembre - 4 de octubre de 2002. FCEyU-BA, RamsWS, USDS. Buenos Aires, 25-32.

- Canevari, P., Blanco, D. E. y Bucher, E. H. (1999). Los Beneficios de los Humedales de la Argentina, Amenazas y Propuestas de Soluciones. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Castillo, L. F. (2007). Evaluación de humedales en el Valle Geográfico del río Cauca. Informe final. Período de trabajo Octubre 2007-2008. Asociación Calidris. Centro de Ecología Aplicada Ltda. (2006). Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica. Comisión Nacional de Medio Ambiente. Gobierno de Chile. Informe final Diciembre Vol. 2
- Cintrón-Molero, G. y Schaeffer-Novelli, Y. (2002). Un sistema de clasificación de humedales propuesto para la Convención Ramsar. Pp.37-51.
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los ríos Yotoco y Mediacanoa (Asoyotoco), (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal Laguna Sonso municipio de Guadalajara de Buga. Santiago de Cali. 440 p.
- Corwardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C. y Laroe, E. T. (1979). Classification of wetland and deepwater habitats of the United States. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Donato, J. (1991). Ecología acuática de los lagos de alta montaña tropical en el PNN Chingaza. Universidad Javeriana, Bogotá, 8 p. (sin publicar).
- Dugan, P. J. (1992). Conservación de humedales. Unión mundial para la naturaleza (UICN), Gland, CH. 99 p.
- Dugan, P. (1993). Wetlands in danger. Oxford University Press, New YORK, New York, USA.
- Duque, A. (1992). Ambientes acuáticos en agonía. Ecológica, 4:8-12.
- Environmental Protection Agency (1994). Great lakes report to Congress. EPA 905-R- 94 004. Recuperado de: <http://www.epa.gov/glnpo/rptcong/1994/glossary.htm>
- González-Bernáldez, F. y Montes, C. (1989). Los humedales del acuífero de Madrid. Inventario y tipología basada en su origen y funcionamiento. Canal de Isabel II. Madrid. 92 pp.
- Gopal, B. (1994). The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 24: 17-25.
- Hecker, B. R., Mosenfelder, J. L. y Gnos, E. (1996). Rapid emplacement of the Oman Ophiolite, thermal, and geochronologic constraints. Tectonics, 15:1230 - 1247.
- Holland, M. M. (1988). SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones. Biology International. Special Issue, 17: 47-106.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. y Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river floodplain systems. In: Dodge, P. D. (Ed.) Proc. Int. Large River Symp. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences No. 106. pp. 110-127.
- Keddy, P. A. (2000). Wetland ecology: principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

- Kolasa, J. y Zalewski, M. (1995). Notes on ecotone attributes and functions. *Hydrobiologia* 303:1-750.
- Lugo, A. E y Snedaker, S.C.(1974). The ecology of mangroves. *Annual Review of ecology and systematics*, 5:39-64.
- Malvárez, A. I. y Kandus, P. (2005). El paisaje y la diversidad en las porciones superior y media del delta del río Paraná (Argentina). En Peteán J. y J. Cappato (Eds.) *Humedales fluviales de América del sur: Hacia un manejo sustentable*. Proteger. Santa Fe, Argentina. pp. 237-260.
- Ministerio del Medio Ambiente (2002). *Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia: Estrategia para su Conservación y Uso Sostenible*. República de Colombia. Santafé de Bogotá. 67 p.
- Ministerio del Medio Ambiente - Instituto Alexander von Humboldt (1999). *Humedales Interiores de Colombia: Bases Técnicas para su Conservación y Uso Sostenible*. Bogotá. 79 p.
- Mitsch. W. J. y Gosselink, J.G. (1993). *Wetlands*. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold. 722 p.
- Mitsch. W. J. y Gosselink, J.G. (2000). *Wetlands*. 3rd edition. John Wiley and Sons. New York.
- Montes, C., Borja, F., Bravo, M. A. y Moreira, J. M. (1998). *Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos*. Doñana: Una Aproximación Ecosistémica; CMA. Junta de Andalucía; Sevilla.
- Naiman, R. J. y Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces : Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 28: 621-658.
- Naiman, R. J., Decamps, H. y Fournier, F. (EDS). (1989). Role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration: A proposal for a collaborative research. *MAB Digest 4*, UNESCO, París, 1-93.
- Naranjo. L. G. (1997). *Humedales de Colombia. Ecosistemas amenazados*. En: *Sabanas, vegas y palmares. El uso del agua en la Orinoquia colombiana*. Universidad Javeriana - CIPAV
- Neiff, J.J. (1981). Panorama ecológico de los cuerpos de agua del nordeste argentino. *Symposia, VI Jornadas Argentinas de Zoología*, La Plata: 115-151.
- Neiff, J. J. (1996). Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 167-180.
- Neiff, J. J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En Malvárez, A. I. (Ed.) *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. UNESCO. Montevideo, Uruguay. pp. 97-146.
- Neiff, J. J. y Malvárez, A. I. (2004). *Grandes humedales fluviales*. En: *Documentos del curso-taller: Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina* ed. Buenos Aires: RAMSAR-USFWS-USDS. pp. 77-83.
- Neiff, J. J., Iriondo, M. H. y Carignan, R. (1994). Large tropical south american wetland: An overview. In : Link, G. L y R. J. Naiman (eds.): *The ecology and Management of aquatic-terrestrial ecotones*. Proceeding book, Univ. of Washington. pp. 156-165.

- National Research Council (NRC). (1995). *Wetlands: Characteristics and Boundaries*. National Academy Press. Washington, D. C.
- Odum, H., Copeland, T. y Mcmahon, E. A. (eds.). (1974). *Coastal ecological Systems of the United States*. Conservation Foundation, Washington, DC, USA. 4 volumes.
- Restrepo, C. y Naranjo, L. G. (1987). Recuento histórico de la disminución de humedales y desaparición de la avifauna acuática en el Valle del Cauca. *Memorias III Congreso de Ornitología Neotropical*, Cali.
- Scott, D. A. y Jones, T.A. (1995). Classification and Inventory of Wetlands. A Global Overview. *Vegetatio* 118:3-16.
- Secretaría de la Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional - Ramsar (2004). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*, Tercera edición. Secretaria de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Ward, J. V., Tockner, K. y Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers*, 15: 125-139.
- Warner, B. G. y Rubec, C. D. A. (1997). *The canadian wetland classification system*. National Wetlands Working Group, Wetlands Research Centre, University of Waterloo, Waterloo, Ontario. Second Edition.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

*Apolinar Figueroa Casas**

INTRODUCCIÓN

La biota de los ecosistemas acuáticos, se han adaptado a las condiciones físicas y químicas de este medio y su conservación, desarrollo y sostenibilidad dependen directamente de las condiciones antropogénicas que los rodea. En ocasiones, por procesos generados por actividades humanas, alteran las características normales del agua y se sobrepasa el umbral tolerable para muchos organismos acuáticos, generándose alteraciones en los hábitats y el nicho de los organismos que los habitan afectando sus cadenas tróficas.

En el sector de la Laguna de Sonso ésta se encuentra rodeada de actividades agrícolas y urbanas, las cuales se han desarrollado durante los últimos treinta años, lo que ha determinado y afectado su desarrollo ambiental y su sostenibilidad, siendo una preocupación las condiciones ecológicas y ambientales en que se encuentra. Dicha condición ha determinado que los efluentes de las zonas urbanas sean vertidos a cauces que terminan drenando a la laguna, situación que se hace crítica cuando en sus alrededores las actividades agrícolas intensivas en el cultivo de la caña vierten a las aguas residuos químicos orgánicos sintéticos, pesticidas y componentes inorgánicos, que alteran y determinan las condiciones fisicoquímicas de sus aguas.

El desarrollo agrícola en el Valle del Cauca y el crecimiento de la población, han incrementado las necesidades de agua y cada vez con mejor y mayor calidad. A su vez, los requerimientos han emergido principalmente

* Ph.D. Departamento de Biología, Universidad del Cauca, Colombia apolinar@unicauca.edu.co

para agua potable e higiene personal, piscicultura, agricultura (irrigación), abastecimiento de energía eléctrica y actividades de recreación. La mayor parte de la demanda se da más en términos de cantidad para irrigación en agricultura y de calidad para consumo humano, siendo crítica cada vez más la confrontación por uso del agua para estos fines. Los suministros de agua potable y las manufacturas industriales especializadas ejercen la más sofisticada demanda sobre la calidad del agua, pero sus necesidades cuantitativas son relativamente moderadas. En paralelo con estos usos, las aguas han sido consideradas como el mejor medio para limpiar, dispersar, transportar y disponer los residuos de las actividades humanas. Debido a estos usos, el impacto antropogénico sobre la calidad del agua a escala regional y global ha ido aumentando progresivamente, haciendo de los reservorios naturales un activo ambiental de gran importancia para la sostenibilidad de la vida y el desarrollo regional.

Por lo tanto, la Laguna de Sonso es un ecosistema fundamental, tanto por su localización como por su función como reservorio natural para el desarrollo de la fauna, como reguladora en los periodos invernales y quizás lo más trascendente, su característica relictual, siendo quizá el último sistema lagunar de un conjunto de ecosistemas asociados al río Cauca hoy desaparecidos. Éstos últimos, han cumplido y cumplen la función biológica de regular la biota y los ciclos de crecientes y biogeoquímicos en la Cuenca del río Cauca en el Valle del Cauca.

La Laguna de Sonso o del Chircal está ubicada sobre la margen derecha del río Cauca (3° 52' N 76° 21' W), entre los municipios de Buga, Yotoco y Guacarí, en el centro del departamento del Valle, a 7 kilómetros de Buga. Su principal fuente de aportes son las aguas del río Cauca en invierno y en menor proporción de algunos afluentes de los ríos Guadalajara y Sonso. La reserva constituye un sistema de regulación natural del río Cauca y es utilizada como medio de subsistencia por sus muchos recursos entre ellos el bocachico y la tilapia.

En el Valle del Cauca el uso de fertilizantes y pesticidas en la agricultura está contribuyendo a la contaminación de la Laguna de Sonso, tanto por la intensidad de su uso como por las condiciones agro climatológicas de la región. Adicionalmente, la reducción de cobertura vegetal en el valle del río Cauca ha llevado a un incremento de sedimentos en las corrientes de agua, afectando sus características físicas y biológicas.

Este ecosistema es poco profundo, se localiza a baja altitud (menos de 1.000 msnm) y las zonas inundables, actúan como reguladores de los regímenes hidrológicos de las áreas tributarias específicamente del río Cauca, cumpliendo funciones como hábitat de flora y fauna, siendo fuente de recursos pesqueros con valor económico y trascendencia social para la estabilidad de las comunidades humanas del sector. Los servicios que ofrece este humedal se pueden resumir en tres grandes categorías: suministro de agua

para diferentes usos, suministro de biomasa y suministro de beneficios no extractivos como la recreación, el transporte y la conservación (Ramírez y Viña, 1998; Asprilla et al., 1998) además, este ecosistema constituye un referente cultural.

Las actividades humanas han sido un elemento de intervención a los cambios en el funcionamiento ecológico de los humedales vallecaucanos, por lo cual su gestión debe estar orientada a mantener los procesos ecológicos esenciales y los hábitats así como la relación entre las comunidades y el ambiente natural. Hasta la fecha, se han elaborado pocos análisis económicos de los humedales tropicales. Sin embargo, los últimos estudios en todas las regiones en desarrollo han sugerido que estos ecosistemas bien sean continentales o costeros, tienen un papel crucial que desempeñar en el desarrollo económico de las regiones donde se encuentran (Barbier, 1993).

Los ecosistemas acuáticos en general, ya sean naturales o hechos por el hombre, se caracterizan por tres conceptos: su caudal, las corrientes, y la organización de sus caudales y flujos. Estas características del sistema tienen conceptos en paralelo con la ecología de los componentes y sus estructuras, con el medio ambiente sus funciones y la diversidad, y finalmente con la economía, por los bienes, servicios y atributos que ofrece a las comunidades.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La Laguna de Sonso (Figura 2.1), es el humedal de mayor tamaño del sistema Cauca, en su parte alta, y es uno de los sitios más reconocidos a nivel regional para observar aves, realizar educación ambiental, recreación e investigación. Además se considera que esta laguna mantiene poblaciones importantes de aves acuáticas (BirdLife International, 2009). En contraste, esta área cubierta principalmente por hábitats lacustres, se encuentra rodeada de potreros y terrenos dedicados a la agricultura y ganadería. La precipitación media anual es de 1348,8 mm, la temperatura media 21 °C a 26 °C y la humedad relativa 75%. Según el sistema de clasificación de Holdridge et al. (1971), esta zona de vida corresponde al Bosque Seco Tropical (bs-T) (Espinal, 1968).

A través del tiempo la Laguna de Sonso ha sufrido alteraciones generadas por el desarrollo de infraestructura siendo la más importante la construcción de la carretera Buga - Buenaventura, lo cual condujo al taponamiento del Caño Carlina escindiéndose así el flujo natural de agua hacia el río Cauca y la demanda de tierras para la ampliación de la frontera agrícola. Con el fin de permitir la comunicación del río Cauca con la laguna y aminorar el impacto por la alteración de sus condiciones hidráulicas se construyó el Caño Nuevo, localizado un poco más al sur del antiguo Caño Carlina.

Actualmente el Caño Nuevo es la única conexión entre el río Cauca y la Laguna de Sonso, de esta forma la dinámica laguna-río Cauca se limita a los flujos y reflujos a través de él. Sin embargo, la baja pluviosidad y la fuerte evapotranspiración ocasionada por el buchón de agua juegan un papel importante en la consolidación del espejo de agua en la laguna. En la Figura 2.2 se presentan los datos de precipitación promedia de 30 días con base en Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM), que muestra los valores diarios promedios de precipitación para el área circundante a Sonso, los cuales varían entre 7,5 mm/d y 10 mm/d.



Figura 2.1 Laguna de Sonso

Fuente: Enrique Javier Peña Salamanca

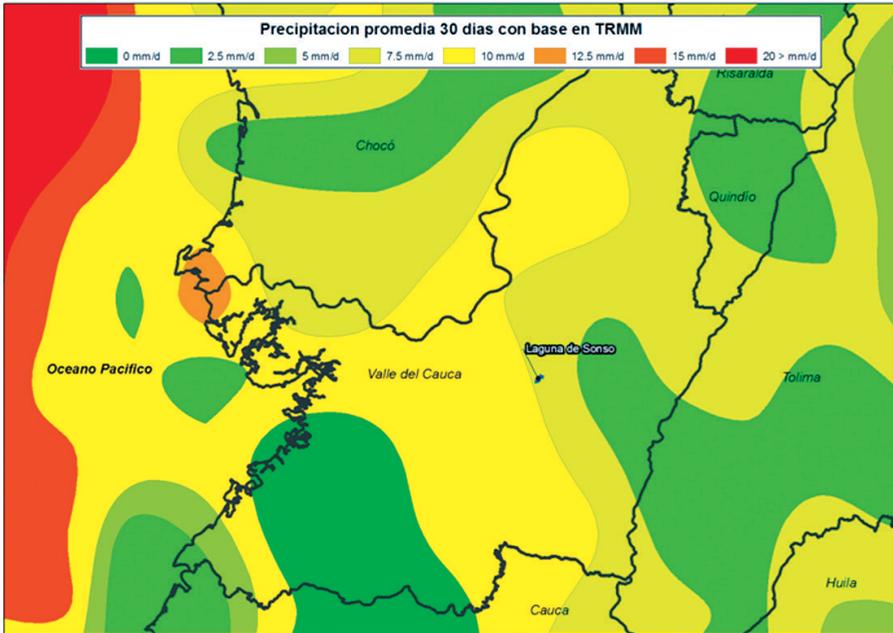


Figura 2.2 Precipitación promedio de 30 días con base en TRMM*

Fuente: Apolinar Figueroa

Diversidad biológica en la Laguna de Sonso

La Reserva natural Laguna de Sonso forma junto con el río Cauca y las Madre Viejas, una unidad hídrica que mantiene un equilibrio permanente, que permite que se produzcan procesos biológicos en la fauna acuática. En esta área, la fauna asociada a ecosistemas lagunares encuentra refugio y alimentación. En ella se encuentran alrededor de 170 especies de aves, incluyendo residentes y migratorias de Norteamérica y de otras regiones (CVC-Asoyotoco, 2007).

La ictiofauna nativa registrada hasta el momento en la Laguna de Sonso representa alrededor de un 17% de las especies nativas registradas en toda la región del alto Cauca, la cual es mayor que la registrada en otras lagunas y madre viejas. Sin embargo, dicha riqueza se ha visto reducida como consecuencia de la introducción de especies exóticas, la disminución de profundidad, reducción del espejo lagunar, alta sedimentación, poca comunicación con el río Cauca y la contaminación del mismo. Estas condiciones han favorecido el incremento de ciertas especies y la disminución de otras, dependiendo de su capacidad de adaptación a las nuevas condiciones del medio.

Por otra parte, la flora de la Laguna de Sonso se caracteriza por ser una

* Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) es una conjunción de exploración espacial entre la NASA y la Agencia de Exploración Aeroespacial Japonesa (JAXA) diseñada para monitorear y estudiar precipitaciones tropicales y subtropicales, entre 35°N y 35°S

de las últimas unidades de paisaje lagunar del ecosistema de bosque seco tropical inundable, el cual hace parte del complejo de humedales continentales de la región Caribe, denominado el alto río Cauca. Es precisamente la habilidad de la flora especializada para tolerar los periodos de inundación lo que hace tan importante su gran diversidad que supera las 230 especies, de las cuales 81 son arbóreas y de ellas 18 se encuentran en peligro de extinción (CVC-Asoyotoco, 2007).

Variaciones recientes del espejo de agua de la Laguna de Sonso

Los parámetros físicos de la Laguna de Sonso se expresan en la Tabla 2.1, los cuales fueron obtenidos de una imagen satelital con las siguientes características:

Sensor: Landsat ETM+, ID Imagen: LE70090572001108EDC00, Cobertura de Nubes: 39%, Calidad: 9/10, Fecha de Captura: 2001/Abril/18, Hora Inicial de Captura: 15:08:49, Hora Final de Captura: 15:09:16, Proveedor: USGS.

Tabla 2.1 Variables y valor de las mismas en referencia a la Laguna de Sonso

Variable	Valor
Coordenadas	3° 52' N 76° 21' W
Largo	3,964 Km
Ancho	1,922 Km
Perímetro	14,64 Km
Área del espejo de agua	3,797 Km ² 379,7 Ha
Elevación	931,286 msnm
Precipitación media anual	1348,8 mm
Temperatura media anual	21 A 26
Humedad relativa	75%
Zona de vida	(Bs-T)

Los datos de coordenadas, elevación, variables climáticas y zona de vida son fijos y existen variaciones importantes en el espejo de agua que definen el ancho, largo y perímetro de la laguna. Todas las imágenes utilizadas son Landsat ETM+ y su proveedor es el USGS. Por información secundaria se conoce que la Laguna de Sonso tiene una extensión de 2.045 Ha, de las cuales 745 corresponden al área lagunar y las 1.300 restantes al área de amortiguación (Kafury et al., 1987).

La diferencia identificada en el espejo de agua de la laguna en el 2001 (379,7 Ha) es 365,3 Ha menos que el espejo de agua registrado en 1987 (745 Ha). El procesamiento de las imágenes de los años 89, 01, y 09 permiten ver los cambios espaciales ocurridos en la Laguna de Sonso referente al espejo de agua (Figura 2.3). Esta, que es una tendencia, se podrá verificar con el análisis, para el mismo mes, en los diferentes años que se tienen imágenes disponibles.

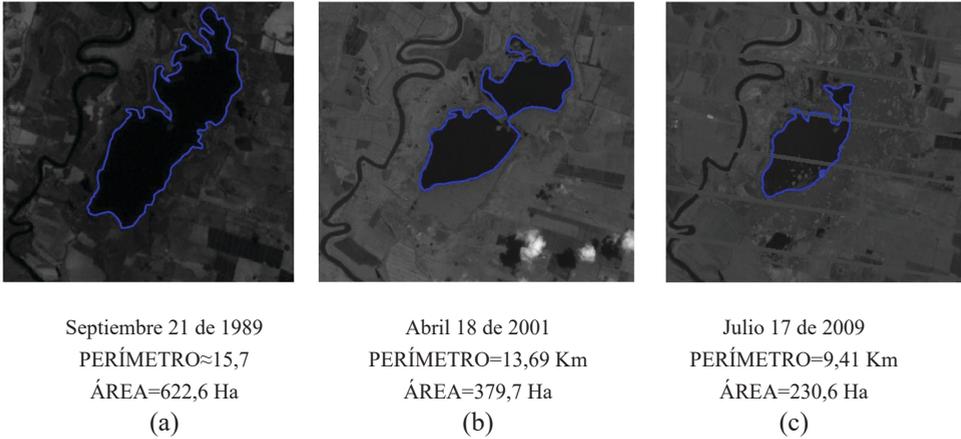


Figura 2.3 Imagen satelital del espejo de agua en (a) 1989, (b) 2001 y (c) 2009

Fuente: Apolinar Figueroa

Por el análisis de estas imágenes se puede afirmar que la reducción en el espejo de agua de la Laguna de Sonso es creciente entre el año 1989 y el 2009 (16,5% en el año 1989, 49,03% en el 2001 y 69,9% en el 2009). Sin embargo, para que la comparación y análisis de las imágenes tenga más consistencia se busca que el balance se haga por periodos de meses, agrupados según el estadio de invierno o verano en el mismo año y así aportar a los procesos de gestión ambiental y comprender los efectos de la variabilidad en el espejo de agua. Estos aspectos pueden tener un efecto directo sobre la productividad, asociándola con la mayor o menor cantidad de área cubierta por la vegetación acuática, y su relación con la disponibilidad de PO_4 , NO_3 y O_2 . Esta circunstancia afecta las condiciones fisicoquímicas del agua en la Laguna de Sonso, por esto se procura hacer una evaluación de las imágenes satelitales disponibles y determinar su proliferación y tendencia. A continuación se presentan algunas de las imágenes tomadas en el mes de septiembre desde el año 1986 hasta el 2008 donde se especifica el área del espejo de agua (Figura 2.4).

Estas imágenes permiten ver la reducción continua que el espejo de agua ha tenido durante los años. En la Figura 2.5 se observa la gráfica de los datos de tiempo vs. el área de espejo de agua, lo que muestra la tendencia del proceso en la Laguna de Sonso. Esto facilita ver la variación temporal en función de la estación climática correspondiente.

Por otro lado, para el mes de marzo se presentan las imágenes de los años 85, 91, 05, 07 y 08 donde se aprecia la variabilidad del espejo de agua (Figura 2.6), como consecuencia de la ocupación de la vegetación acuática (buchón o Jacinto de agua), la cual llega a los dos tercios de la laguna y avanzando así velozmente el proceso de colmatación. En la Figura 2.7 se

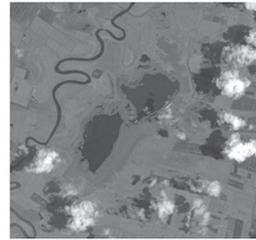
observa igualmente la tendencia de la medida del área del espejo de agua a lo largo de los años.



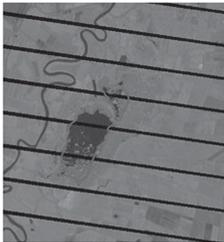
Septiembre 8. 1986
PERÍMETRO=13,97 Km
ÁREA=398 Ha
(a)



Septiembre 6. 1997
PERÍMETRO=15,39 Km
ÁREA=269,4 Ha
(b)



Septiembre 25. 2001
PERÍMETRO=11,97 Km
ÁREA=289,6 Ha
(c)



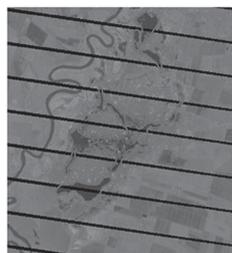
Septiembre 4. 2005
PERÍMETRO= 10,11 Km
ÁREA=240,6 Ha
(d)



Septiembre 23. 2006
PERÍMETRO=11,21 Km
ÁREA=240,1 Ha
(e)



Septiembre 18. 2007
PERÍMETRO=12,91 Km
ÁREA=182,4 Ha
(f)



Septiembre 12. 2008
PERÍMETRO=19,60 Km
ÁREA=203,7 Ha
(g)

Figura 2.4 Imagen satelital del espejo de agua para el mes de septiembre en los años (a) 1986, (b) 1997, (c) 2001, (d) 2005, (e) 2006, (f) 2007 y (g) 2008

Fuente: Apolinar Figueroa

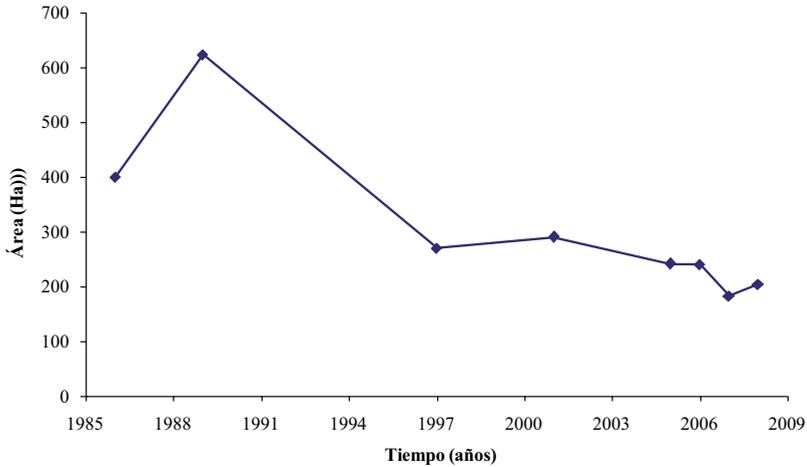
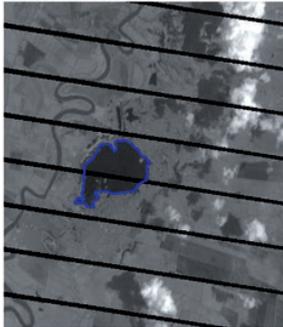
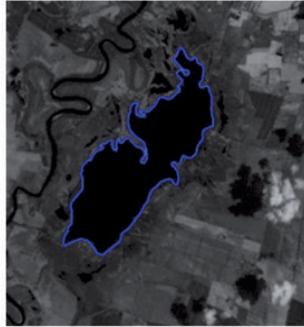


Figura 2.5 Relación entre el tiempo y el área del espejo de agua en el mes de septiembre, a lo largo de más de 20 años

Se observa que tanto para septiembre como para marzo, la disminución del espejo de agua de forma importante, condición que afecta las características fisicoquímicas de la Laguna de Sonso. La variabilidad en el espejo de agua se presenta desde un máximo de 600 Ha a un mínimo de 150 Ha lo cual se asocia directamente con la productividad en la laguna de las macrófitas acuáticas y su relación con la disponibilidad de nutrientes en el medio. Finalmente, teniendo en cuenta las secuencias de imágenes analizadas estas se acoplan con las épocas de los períodos secos: de enero a marzo y de junio a septiembre.



Marzo 13, 1985
PERÍMETRO= 18,19 Km
ÁREA=606 Ha
(a)



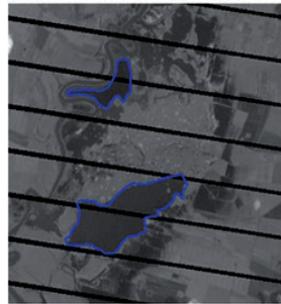
Marzo 30, 1991
PERÍMETRO=3.50 Km
ÁREA=350 Ha
(b)



Marzo 12, 2005
PERÍMETRO=6,26 Km
ÁREA=151,8 Ha
(c)



Marzo 02, 2007
PERÍMETRO= 7,79 Km
ÁREA=291Ha
(d)



Marzo 08, 2008
PERÍMETRO=8,24 Km
ÁREA=245,5 Ha
(e)

Figura 2.6 Imagen satelital del espejo de agua para el mes de marzo en los años (a) 1985, (b) 1991, (c) 2005, (d) 2007 y (e) 2008

Fuente: Apolinar Figueroa

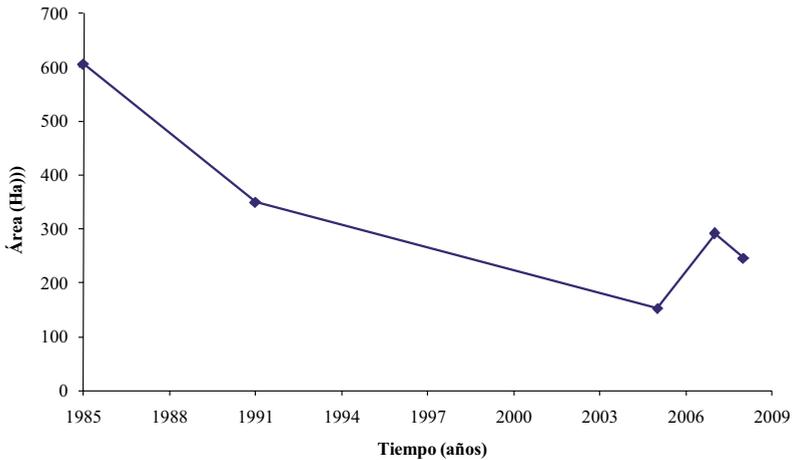


Figura 2.7 *Relación entre el tiempo y el área del espejo de agua en el mes de marzo, a lo largo de más de 20 años*

REFERENCIAS

- Asprilla, S., Ramírez, J. J. y Roldán, G. (1998). “Caracterización limnológica de la ciénaga de Jotaudó (Chocó-Colombia)”. *Revista Actualidades Biológicas*. Vol. 20. pp. 87-107.
- Barbier, E. B. (1993). “Valuing Tropical Wetland Benefits: Economic Methodologies and Applications”. *Geographical Journal*, Part 1, 59:22-32.
- Bird Life International. (2009). Important Bird Area factsheet: Reserva Natural Laguna de Sonso, Colombia. Recuperado de: The Data Zone en <http://www.birdlife.org> (Fecha: 21/9/2009)
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los ríos Yotoco y Mediacanoa (Asoyotoco) (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal Laguna Sonso municipio de Guadalajara de Buga. Santiago de Cali. 440 p.
- Espinal, L. S. (1968). *Visión ecológica del Departamento del Valle del Cauca*. Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Holdridge, L. R., Grenke, W., Hatheway, W. H., Liang, T. y Tosi, J. A. (1971). *Forest Environments in Tropical Life Zones: A Pilot Study*. Pergamon Press, Oxford.
- Kafury, O., Gómez, L. F. y Libreros, L. (1987). Plan indicativo para la Reserva Natural Laguna de Sonso. Programa de Parques y Reservas, Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca - CVC
- Ramírez, A. y Viña, G. (1998). *Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano - BP Exploration Company (Colombia) Ltda. pp. 131.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

LA CALIDAD FISICOQUÍMICA DEL AGUA EN LA LAGUNA DE SONSO

*Apolinar Figueroa Casas**
*Guillermo Vásquez Zapata***

INTRODUCCIÓN

La sociedad humana ha utilizado el agua dulce de ríos, lagos, aguas subterráneas y humedales para diferentes actividades urbanas, agrícolas e industriales, pero al hacerlo, han pasado por alto su valor en el medio ambiente (Baron et al., 2002). Los ecosistemas acuáticos están siendo severamente alterados o destruidos a una tasa mayor que en cualquier otro momento de la historia humana, y mucho más rápido de lo que están siendo restaurados (National Research Council - NRC, 1992). A pesar de las contribuciones cruciales y enormes para el desarrollo humano que han realizado estos ecosistemas acuáticos, esto irónicamente se ha convertido en una de las principales causas de su degradación (Prusty, 2008). Entre los principales responsables de este daño, se encuentran los vertidos urbanos, efluentes industriales y agrícolas y los cambios hidrogeomórficos de canales y ríos que unen estos lagos. Varios contaminantes, como orgánicos con demandas de oxígeno, nutrientes y metales pesados en sedimentos, desempeñan un papel importante en la degradación de los humedales. Estos contaminantes, posteriormente afectan la capacidad de los humedales de autorregularse, su capacidad de amortiguamiento y a la flora y fauna (Chandra et al., 2009).

* PhD. Departamento de Biología, Universidad del Cauca, Colombia. apolinar@unicauca.edu.co

** MSc. Departamento de Biología, Universidad del Cauca, Colombia. gvasquez@unicauca.edu.co

En este sentido, la calidad del agua en lagos, ríos y humedales está sujeta a degradación por impactos de las actividades humanas, procesos de eutrofización y degradación natural (Srivastava et al., 2008). Por lo tanto, en los últimos años los reportes de crisis mundial del agua han ido incrementando, lo que ha incentivado a que se preste mayor atención a este problema de contaminación. Cada vez son más importantes los estudios acerca de la calidad de agua de este tipo de ecosistemas, pues contribuyen en varios aspectos de las actividades de desarrollo de las comunidades humanas. Por ejemplo, muchos humedales son directamente explotados para actividades económicas como la pesca, cacería, extracción de leña e incluso recreación y turismo (Barbier, 1993). Si se logra un manejo sostenible del agua, es posible proteger la integridad ecológica de los ecosistemas afectados, mientras se cumple con las necesidades intergeneracionales del humano y se mantiene toda la gama de otros productos y servicios proporcionados por los ecosistemas de agua dulce natural (Richter, 2003).

Para el caso de la Laguna de Sonso, esta se ve influenciada por el régimen hidrológico representado en el aporte del agua subterránea, la escorrentía del riego de caña de azúcar, la actividad humana alrededor y cerca de la Laguna (agua residual doméstica de más de mil quinientas familias sin tratamiento previo), la calidad del agua y los sedimentos aportados por los tributarios, la poca circulación del agua dentro del humedal y el aporte del río Cauca en épocas de crecientes por gradiente hidráulico (CVC-Asoyotoco, 2007). Además, se ve afectada por factores como la geología y el tipo, el uso actual y potencial de los suelos (CVC-Asoyotoco, 2007). Por lo tanto, es de vital importancia identificar las características físico-químicas de la laguna y de qué manera se ha visto afectada por esta serie de actividades.

PARÁMETROS DE CALIDAD

Los ecosistemas de agua dulce son muy diferentes unos de otros según su tipo, ubicación y el clima, pero comparten características importantes, entre estas tienen una necesidad común de agua en un determinado rango de cantidad y calidad (Baron et al., 2002). Los parámetros físicos, químicos y biológicos son la base de los métodos para caracterizar la calidad de agua en los ecosistemas. Por medio de los valores que arrojan los datos de estos parámetros es posible describir qué factores están afectando la calidad de sus aguas y por lo tanto tener la posibilidad de hacer propuestas para mejorar las condiciones del ecosistema. Además, estos parámetros se ven afectados por variaciones en el espejo de agua, por lo tanto, si se tiene en cuenta lo estudiado en el capítulo anterior que indica que tanto para el mes de septiembre de los años, 86, 97, 01, 05, 06, 07, 08 como para marzo de los años 85, 91, 05, 07 y 08 se ha registrado una disminución del espejo de agua de forma importante, esto puede estar afectando los valores de los parámetros.

En el estudio realizado para la evaluación de la contaminación por metales pesados en la Laguna de Sonso se midieron los siguientes parámetros físico-químicos: temperatura; conductividad; sólidos disueltos totales en el agua (TDS); pH; salinidad; oxígeno disuelto (OD); potencial de óxido reducción (ORP o POR); amonio y amoníaco; y nitratos.

Para medir estos parámetros se utilizó un sistema de medición multiparamétrico que permite realizar muestreos atendidos o desatendidos para mediciones continuas y remotas. Los sensores de la sonda permiten analizar varios parámetros, como: OD, pH, conductividad, temperatura, ORP, salinidad, profundidad, turbiedad, amonio, nitratos, cloruros, conductancia específica, resistividad, y sólidos totales disueltos. Igualmente, se dio uso a la sonda HACH y al Spectroquant NOVA 60, los parámetros analizados, sus rangos de medida y el porcentaje de error se presentan en la Tabla 3.1. Las variables analizadas fueron: temperatura, conductividad específica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos disueltos totales (mg/L), salinidad (‰), oxígeno disuelto (‰), oxígeno disuelto (mg/L), pH, potencial de óxido reducción (mV), amonio (mg/L), amoníaco (mg/L), cloruros (mg/L), nitratos (mg/L) y turbidez (NTU).

Tabla 3.1 Parámetros comúnmente medidos en la evaluación de la calidad del agua en ecosistemas acuáticos indicando equipos utilizados, rangos de medición y porcentaje de error

Parámetro	Equipo	Rango de medida	Porcentaje de error
Temperatura		-10,0 a 110,0 °C	+/- 0,3 °C
Conductividad		0,01 a 200,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$	+/- 0,5 de la lectura
TDS		0,0 a 50,0 mg/L de NaCl	+/- 0,5 de la lectura
Salinidad		0,0 a 42 ppm (‰)	+/- 0,1 ppm (‰)
Oxígeno disuelto	Sonda multiparamétrica HACH	0,1 a 20,0 mg/L (ppm)	+/- 0,1 mg/L de 0,1 a 8,0 mg/L
			+/- 0,2 mg/L de 8,0 mg/L en adelante
Oxígeno disuelto		1 a 200% de saturación	1,0%
pH		2,0 a 14,0 pH	-0,6 pH a pH 12,0 en 1 M NaOH
Nitratos (NO_3^-)	Spectroquant NOVA 60	0,2 a 20,0 mg/L	+/- 1,0 de la lectura
Fosfatos (PO_4^-)		0,01 a 5,0 mg/L	+/- 1,0 de la lectura
DQO		4,0 a 40 mg/L	+/- 1,0 de la lectura
POR			
Cloruro (Cl^-)	Sonda multiparamétrica YSI	1,0 a 1.000 mg/L	+/- 1,5% de la lectura
Amonio (NH_4^+)	6920	0,1 a 100 mg/L	+/- 1,0 de la lectura
Amoníaco (NH_3)		0,1 a 100 mg/L	+/- 1,0 de la lectura
Turbidez		0,1 a 1.000 NTU	+/- 0,3%

Las propiedades lumínicas y calóricas son influenciadas por el clima y la topografía, por la composición química de un cuerpo de agua, sedimentos en suspensión, y la productividad primaria (Baron et al., 2002). La temperatura del agua está directamente regulando la solubilidad de sales y gases, como la concentración de oxígeno, el metabolismo de organismos, y los procesos asociados con la degradación natural en estos ecosistemas (Baron et al., 2002). Por otro lado, la conductividad (inverso a resistividad) es comúnmente usada para medir la cantidad de iones en el agua, como el contenido de sales o la capacidad para conducir energía eléctrica, datos importantes para indicar la calidad del agua.

El pH es uno de los factores más influyentes ya que controla las reacciones de adsorción/desorción y precipitación/solubilización. Produce aumentos en la solubilidad y por lo tanto en la biodisponibilidad de los elementos, generalmente de forma inversamente proporcional al pH del sustrato. El pH es por lo tanto, un parámetro importante para definir la movilidad de los diferentes metales en un medio determinado, ya que su valor influye directamente en la solubilidad de los cationes. En algunos casos los fijará, disminuyendo su solubilidad aparente, con lo que las plantas no podrán absorberlos. En otros casos, favorecerá su movilidad aumentando su solubilidad y haciendo que la concentración de las especies resultantes alcance niveles tóxicos.

Los equilibrios REDOX están controlados por la actividad de electrones libres en el medio, que a su vez vienen definidos por el potencial REDOX. Los fenómenos de oxidación están asociados a altos valores de agentes oxidantes (pocos electrones disponibles), mientras que los procesos de reducción se dan a valores bajos de estos. La solubilidad, movilidad y, por ende, toxicidad de algunos metales son mucho menores en condiciones reductoras cuando se encuentran en medio ácido, probablemente por la formación de sulfuros y complejos órgano-minerales (Sánchez, 2003; Peña et al., 2005).

En la Laguna de Sonso dominan los aportes de nutrientes procedentes de sus áreas circundantes y a menudo tienen una relación N/P alta, donde las concentraciones de nitrógeno (N) son mayores que las de fósforo (P). Esta característica plantea una diferencia con reportes bibliográficos como el de Downing y McCauley (1992), quienes exponen que en lagos eutróficos la relación N/P es baja debido a los aportes de P por la escorrentía, condición que debe ser analizada por su relación con el volumen, tipo de suelo que circunda la laguna y con las actividades humanas que generan la alteración y eutrofización cultural de estos ecosistemas, por adición de grandes cantidades de nutrientes (Vallentyne, 1974; Goldman, 1988).

Los suelos son muy superficiales limitados por el nivel freático, con una saturación de Na >del 15%, son pobremente drenados y fuertemente alcalinos con una fertilidad muy baja. El material parental son aluviones finos y es un área que está sujeta a encharcamiento, puesto que se localiza en

un plano de desborde en una planicie aluvial. De acuerdo con el Instituto Geográfico Agustín Codazzi - Igac y la CVC (2004), los suelos de la laguna tienen como catión dominante el Na^+ que produce la dispersión de las arcillas, lo que lleva a una destrucción de la estructura donde la hidrólisis de las arcillas sódicas conduce a la alcalinización del perfil, y esta provoca intensa alteración mineral.

En el marco de proyecto de investigación “Efectos de la contaminación por metales en la Ultraestructura Celular de la Biota Acuática y Poblaciones Humanas Asociadas a la Laguna de Sonso en el Valle del Cauca” se evaluó la calidad del agua de la Laguna de Sonso durante un periodo de dos años, marzo del 2007 a septiembre del 2008, en tres estaciones de la laguna (Figura 3.1), incluyendo los tributarios que drenan al ecosistema lagunar (Tabla 3.2).

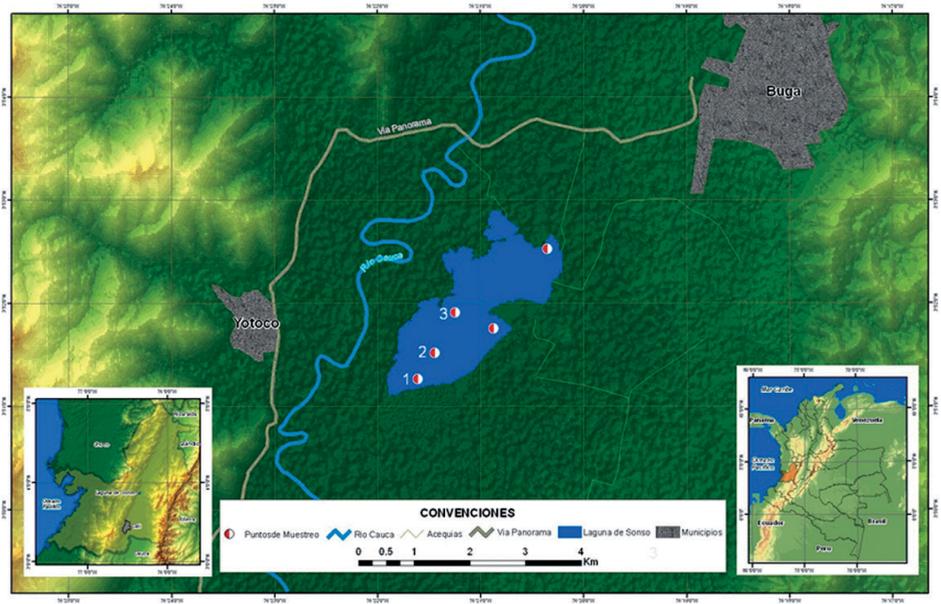


Figura 3.1 Ubicación de tres estaciones de muestreo en el espejo lagunar y dos puntos de los tributarios estudiados en la Laguna de Sonso

Fuente: Apolinar Figueroa

Tabla 3.2 Coordenadas de las estaciones

Punto de muestreo	Coordenadas	
	N	W
Punto 1	3° 51' 23.7"	76° 21' 44.2"
Punto 2	3° 51' 37.8"	76° 21' 34.8"
Punto 3	3° 52' 00.7"	76° 21' 21.7"

Temperatura

Los lagos y pantanos presentan considerables variaciones debidas a causas normales, como la estratificación estacional, la cantidad de lluvia caída, el desagüe y el viento. Los muestreos hechos en la laguna se realizaron en horas diurnas con presencia de radiación solar, la cual llega al espejo de agua transmitiendo energía calórica a la masa líquida elevando su temperatura.

El incremento de la temperatura en el agua afecta la presencia del oxígeno disuelto disminuyendo su concentración restringiendo los procesos de degradación natural de materia orgánica realizada por agentes aeróbicos propios de ecosistemas acuáticos que ayudan a la autopurificación del afluente, en especial a temperaturas que superen los 20 grados celsius. Las temperaturas elevadas en la laguna favorecen la disolución de sustancias sólidas que se convierten en solutos y esto se refleja en los TDS o sólidos disueltos totales. La gráfica de temperatura (Figura 3.2), muestra un comportamiento muy similar al de la gráfica de sólidos disueltos totales (Figura 3.3), pero en la temperatura el rango de variación de los datos es más pequeño.

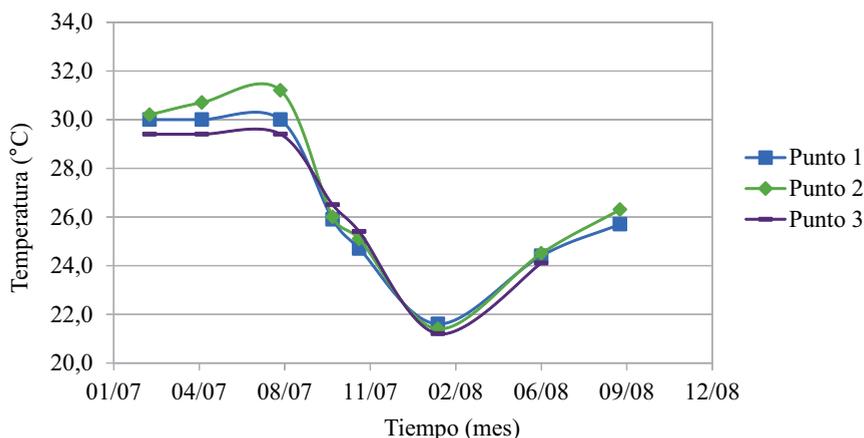


Figura 3.2 Temperatura en la laguna durante los muestreos

Esta similitud se hace más evidente cuando se correlacionan los valores de TDS vs. Temperatura, donde se encuentra una tendencia que presenta un $R^2 = 0.7572$ y la ecuación lineal está definida así:

$$Y_{TDS(1+2+3)} = 30.192x - 593.83$$

$$R^2 = 0.7572$$

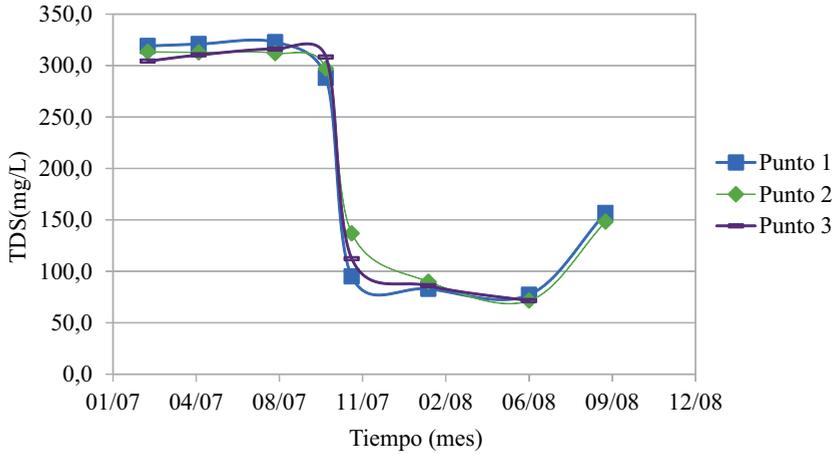


Figura 3.3 Sólidos disueltos totales (TDS) durante los muestreos en la laguna

Al comparar las gráficas anteriores (Figuras 3.2 y 3.3), se observa que en los meses de mayor temperatura (marzo a agosto de 2007) las cantidades de sólidos disueltos totales son altas a diferencia de los meses en los que la temperatura y TDS descienden. En el mes de febrero de 2008 las temperaturas registradas en la laguna son mínimas y corresponden con valores bajos de los TDS para el mes en mención. Debido a que no se determinaron parámetros fisicoquímicos en el mes de septiembre para el Punto 3, el tramo correspondiente al periodo junio-septiembre de 2008 no aparece en ninguna gráfica. En la Figura 3.2, la línea de color verde que representa el comportamiento de la temperatura para el Punto 3, no tiene valores reportados en el mes de septiembre, por lo cual está inconclusa.

Entre los primeros meses de 2007 (marzo y agosto) se observa una variación mínima de la temperatura con valores entre 29,4 y 31,2 (Figura 3.2), en este periodo no se presentan precipitaciones que influyan de forma notable en el comportamiento de la temperatura. Para los meses comprendidos entre agosto de 2007 y febrero de 2008 se aprecia una disminución paulatina de la temperatura en el cuerpo de agua, alcanzado valores que están entre los 21,2 y 21,6 grados celsius. Lo anterior se debe principalmente al incremento de las precipitaciones en estos meses, siendo febrero el mes que reporta los valores más bajos. La disminución de la temperatura mejora las condiciones del oxígeno disuelto en el agua. En el último periodo, de febrero a septiembre de 2008, la temperatura asciende por encima de los 25 grados en el último mes, la poca presencia de lluvias permite que la laguna eleve su temperatura, incidiendo esto en su productividad. En la Tabla 3.3 se observan los valores promedio de temperatura para cada punto durante los meses de muestreo, los cuales no resultan ser muy diferentes entre sí.

Tabla 3.3 Valores promedio de temperatura en los puntos de muestreo

Temperatura	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	26,5	26,9	26,5
Mínimo	21,6	21,4	21,2
Máximo	30,0	31,2	29,4

La temperatura del agua tiene influencia directa en otros factores de la calidad del agua tales como el oxígeno disuelto (OD), la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la supervivencia de algunas especies acuáticas. La cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua (OD) depende de la temperatura también. El agua más fría puede almacenar más oxígeno en ella, que el agua más caliente (Center for Innovation in Engineering and Science Education - CIESE, Stevens Institute of Technology, 2006. <http://www.ciese.org>).

La Laguna de Sonso está localizada en una región del país con un aporte importante de radiación (4.5 - 5.0 kWh/m²) (Unidad de Planeación Minero Energética - Upme e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - Ideam, 2005), la cual influye directamente en el intercambio calórico del agua de la laguna y dado que su profundidad en muchos sectores es mínima, la energía generada por la radiación no se logra atenuar. En este proceso las capas superiores de la laguna se calientan por radiación y conducción lo que reduce su densidad y genera una estabilidad positiva ya que la profundidad existente no es un valor que genere diferenciaciones importantes, aspecto que hace difícil la formación de termoclinas y el proceso de homogenización de la temperatura se propaga rápidamente en la poca mezcla vertical existente.

En esta circunstancia se puede afirmar que la Laguna de Sonso presenta condiciones polimícticas cálidas (columna de agua promedio de 0,80 a 2,50 metros), donde las variaciones de temperatura anual son pequeñas y el calentamiento diurno sólo se ve interrumpido por el enfriamiento nocturno, conjugado en ocasiones con la acción del viento, el cual rompe fácilmente la débil mínima o nula estratificación que se pueda presentar. Con la interpolación de la temperatura para una distribución horizontal, partiendo de los datos promedios de la Tabla 3.3, se puede apreciar el comportamiento de este parámetro en las aguas de superficie. En tal sentido, para el estudio de la Laguna de Sonso se generó una grilla de datos con orientación horizontal y vertical sobre el espejo lagunar con la finalidad de cubrir la mayor área posible y con ellos dar inicio al proceso de análisis y predicción. Se utilizó el método kriging del cual se pueden encontrar antecedentes en los trabajos de Sichel (1952) y Krige (1951). La Figura 3.4 muestra el análisis y los valores de temperatura extrapolados siendo de 27°C hacia el sur de la

laguna el valor máximo y el mínimo de 26,5°C en el norte. Los colores de la gráfica buscan orientar la interpolación de los valores y se asocian el rojo al máximo valor de temperatura y los azules a los de menor temperatura en el rango definido.

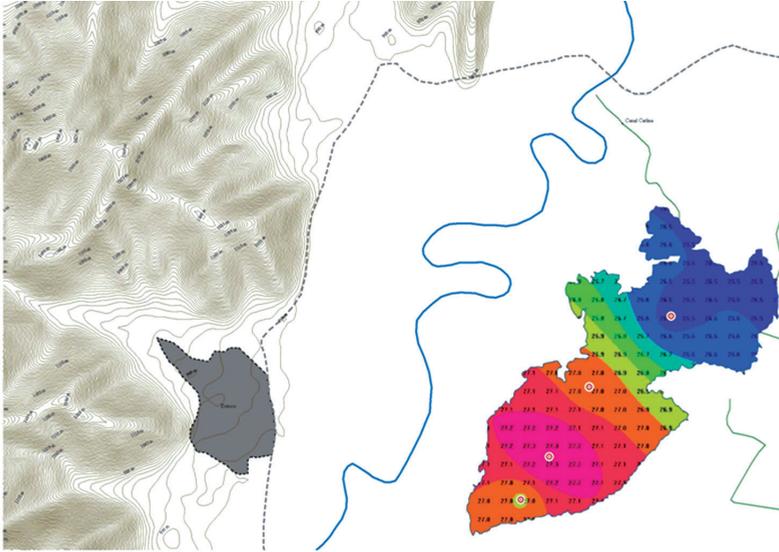


Figura 3.4 Interpolación de la temperatura

Fuente: Apolinar Figueroa

Las relaciones que se han identificado de la temperatura con otras variables fisicoquímicas de la Laguna de Sonso, permiten inferir un nivel importante de correlación con la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y los nitratos NO_3^- (mg/L). Para la variable de conductividad se calculó un polinomio de segundo grado el cual presenta una $R^2=0,7786$ y la ecuación de la misma es:

$$y = -0,1902x^2 + 60,511x - 1153,4 \quad R^2 = 0,7786$$

En relación con los NO_3^- la distribución de los puntos se acopla con una curva potencial presentando un $R^2 = 0,516$ para una ecuación potencial del tipo:

$$y = 4E - 12x^{8,2678} \quad R^2 = 0,516$$

La relación entre TDS y temperatura describe la cantidad total de sólidos disueltos en el agua que se identifican como sales disueltas en agua sobre las que actúa la temperatura. Éstos se relacionan con la conductividad sobre la cual actúa la temperatura del agua, que la afecta de forma que su valor aumenta de un 2 a un 3% por grado celsius que se incrementa. Como se puede observar esta correlación mantiene la relación conductividad alta, tempera-

tura alta, TDS altos. Esto se evidencia por medio de la siguiente ecuación que presenta un valor de R^2 equivalente a 0,76 el cual es un valor tan alto como el que define la correlación de Temperatura vs. Conductividad con un R^2 de 0,78. A continuación se presenta la ecuación para la correlación Temperatura vs. TDS:

$$y = TDS (1+2+3) = 30,192x - 593,83 \quad R^2 = 0,7572$$

Conductividad

La conductividad evalúa la capacidad del agua para conducir la corriente eléctrica, mide la cantidad de iones en solución (fundamentalmente cloruro, nitrato, sulfato, fosfato, sodio, magnesio y calcio). La conductividad en los cuerpos de agua dulce se encuentra primariamente determinada por la geología del área a través de la cual fluye el agua en la cuenca. Se expresa en microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$). En el neotrópico los valores de conductividad están relacionados con la naturaleza geoquímica del terreno y su concentración varía en relación con las épocas de lluvia, sequía y su estado trófico (Roldán, 1992). La conductividad tiene una relación directa con la presencia de sustancias que permiten el flujo de electrones en un medio acuoso. La presencia de metales finamente divididos y/o sales disueltas que por arrastre llegan al sistema, influyen en el comportamiento de las tendencias de la conductividad observadas para los tres puntos en los que se hizo seguimiento a las aguas de la Laguna de Sonso.

Se aprecia claramente al comparar la Figura 3.3 (TDS) con la conductividad (Figura 3.5), que en los tiempos de mayor presencia de sólidos disueltos totales en el agua de la laguna la conductividad reporta valores elevados, en concreto para los meses de marzo a octubre de 2007. Posteriormente la conductividad desciende notablemente hasta el mes de junio de 2008 coincidiendo en su comportamiento con las líneas de tendencia de los TDS para los mismos meses. Los sólidos disueltos, como por ejemplo las sales del suelo, llegan a la masa de agua por dilución y arrastre. Para la laguna en los momentos en que las cantidades de TDS disminuyen, la conductividad se ve afectada reduciendo su valor; ocurre lo contrario en los meses que se incrementan los sólidos disueltos la conductividad también se eleva. Es deducible que existe una relación directa entre la Conductividad y los TDS en el agua de la Laguna de Sonso.

Esta relación entre conductividad y TDS que pareciera fundamentarse por la similitud de las curvas que describen el comportamiento temporal de estas variables, está demostrada con el valor de $R^2 = 0,949$ de la ecuación lineal, donde se relaciona Conductividad vs. TDS a partir de una ecuación lineal definida por los valores:

$$y = TDS (1+2+3) = 0,5942x + 15,908 \quad R^2 = 0,949$$

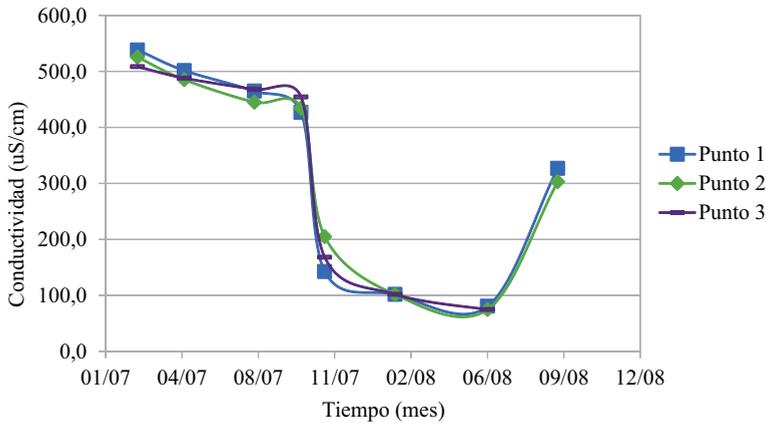


Figura 3.5 Conductividad en la Laguna de Sonso

En muchas aguas naturales los rangos de la conductividad están entre 10 y 1000 ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pudiendo algunos cuerpos de agua exceder este último valor, especialmente en aguas con alta contaminación, o cuando se reciben aportes importantes de escorrentía superficial WQA (1996). Este puede ser el caso de la Laguna de Sonso donde se presentan pulsos de escorrentía superficial en épocas de lluvia, con importante arrastre de sedimentos y también desagües con aportes en aguas negras y lixiviados producto del arrastre y de la escorrentía subsuperficial de las áreas de cultivo circundantes.

Los TDS pueden ser obtenidos por la multiplicación de la conductancia por un factor el cual es comúnmente un valor entre 0,55 y 0,75. Este factor puede ser determinado para cada cuerpo de agua siempre que se mantenga aproximadamente constante la proporción iónica de la masa de agua WQA (1996). Para la Laguna de Sonso este cálculo permitió identificar que este factor es de 0,70 con una DS de 0,14 y un intervalo superior de 0,80 y uno inferior de 0,61.

En la Figura 3.5 se observa que la conductividad disminuye gradualmente entre marzo y octubre de 2007 con valores que oscilan entre los 538,3 y 426,7. En este periodo no hay variaciones fuertes pues no se presentan eventos extraordinarios. Para la época entre octubre de 2007 a junio de 2008 la conductividad se reduce drásticamente alcanzando valores mínimos de 74,8 y 80,5. Lo anterior ocurre debido al efecto de dilución que generan las lluvias en época de intensas precipitaciones, disminuyendo la cantidad de iones libres presentes en un mismo volumen de agua en comparación con el siguiente periodo. Por otro lado, en el último periodo (junio a septiembre de 2008), se nota el incremento de la conductividad que asciende alrededor de los 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En este periodo las lluvias se reducen y permiten que el nivel de la laguna concentre de nuevo los iones libres en el agua.

Relacionando la conductividad con la temperatura, se puede identificar una alta dependencia que se define por el valor de R^2 el cual es de 0,78 lo que muestra:

$$y = 0,0154x + 21,68 \quad R^2 = 0,7785$$

Como variable independiente la conductividad asociada a la temperatura, siendo una relación directamente proporcional, es un valor influenciado por las condiciones de almacenamiento de agua en Sonso y por la profundidad de la laguna que en promedio no supera los 2,30 m. Sin embargo, los suelos de la Laguna de Sonso son pobremente drenados y fuertemente alcalinos, característica que afecta los valores de la salinidad en las aguas de la laguna. Este valor está fuertemente influenciado por una saturación de Na >del 15% que presentan estos suelos, lo que se puede identificar con la ecuación lineal con R^2 de 0,97, valor en el que se representa la alta correlación de estas dos variables:

$$y = 0,0004x + 0,0211 \quad R^2 = 0,9662$$

La relación conductividad vs. salinidad, que también debe mostrar una alta correlación con los aniones asociados a sales (NaCl) o a los iones Cl cloruros inorgánicos, los cuales tanto en ecosistemas terrestres como en humedales apenas participan en reacciones bioquímicas (Schlesinger, 1997). Sin embargo, por su característica iónica, estos intervienen en los valores de conductividad, lo que indica un valor de $R^2 = 0,62$ y que está definido por la ecuación:

$$y = 0,0006x^2 - 0,2969x + 29,815 \quad R^2 = 0,623$$

Encontrar este ion en las aguas de Sonso plantea la necesidad de especificar su origen, condición que puede estar asociada inicialmente con procesos de depositación de aerosoles, efluentes residuales o procesos agrícolas. Estas altas concentraciones en $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ son típicas de áreas con suelos salinos y de zonas con tendencia a la aridez WQA (1966), los valores de conductividad se incrementan directamente con el aumento en la concentración del ion.

La concentración de nitratos en la Laguna de Sonso es de $5,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ siendo estos valores altos en relación con lo que normalmente se presenta en aguas de ecosistemas naturales, lo cual está asociado a ecosistemas donde los procesos agrícolas son intensivos y se hace uso de aportes de nutrientes para procesos de producción. Esta circunstancia se presenta en la Laguna de Sonso y está relacionada con la proliferación de macrófitas acuáticas en el espejo lagunar y en su evolución desde el año 85 hasta el presente. Sonso

está situada en una posición geográfica baja y tal condición hace que este ecosistema funcione como un sumidero eficiente de nutrientes (Verry y Timmons, 1982). La relación de la conductividad vs. nitrato, es apreciable en la ecuación adjunta:

$$y = 4E - 05x^2 - 0,0005x + 0,1185 \quad R^2 = 0,6807$$

El agua natural tiene iones en disolución y su conductividad es mayor y proporcional a la cantidad y características de esos electrolitos. Aguas de ecosistemas de alta montaña con características oligotróficas presentan bajas conductividades, esto en razón de los pocos iones disueltos presentes y de la baja concentración de sólidos. En contraste, ecosistemas acuáticos de tierras bajas, en las cuales se resumen las condiciones de uso y transformación de las áreas aledañas, donde las actividades antrópicas y de transformación son importantes y ligadas a procesos agrícolas productivos, presentan por lo general características de eutrofización. Para reflejar las condiciones en que se encuentran los ecosistemas acuáticos y sus procesos de transformación y apropiación de los sectores riparianos de los cuales dependen, se usan los valores de conductividad como índice aproximado de concentración de solutos lo que refleja las pérdidas en suelo y nutrientes por arrastre y escorrentía.

Realizando la interpolación de la conductividad (Figura 3.6) con los datos promedios de la Tabla 3.4, para una distribución horizontal se pueden apreciar los valores de este parámetro en las aguas de superficie, el cual está definido por valores de 358,2 al norte de la laguna y 365,7 al sur, siendo este el más alto valor de los datos promedios interpolados. El valor de la conductividad para la Laguna de Sonso es en promedio de 322,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La Figura 3.6 asocia los colores o tonos de azul con los valores de conductividad menor y los tonos cálidos del naranja al fucsia a valores mayores.

Tabla 3.4 Valores promedio de conductividad

Conductividad	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	322,9	321,8	323,3
Mínimo	80,5	74,8	74,8
Máximo	538,3	525,3	508,3

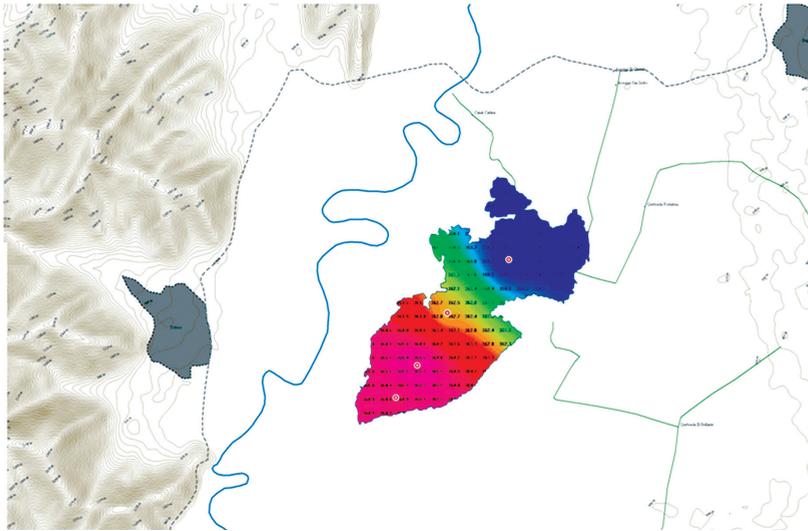


Figura 3.6 Interpolación de la conductividad

Fuente: Apolinar Figueroa

Sólidos disueltos totales (TDS)

El término sólidos disueltos totales hace alusión a materia suspendida o disuelta en un medio acuoso. Los sólidos disueltos totales (TDS) suponen la combinación de sustancias tanto inorgánicas como orgánicas contenidas en el agua, y que están presentes en forma de iones de moléculas y agregados de moléculas, o de micro-gránulos solubles o en suspensión.

La ilustración que representa los comportamientos de los valores de TDS para el agua de la laguna (Figura 3.3), permite apreciar la similitud con la gráfica de temperatura (Figura 3.2), dejando notar la influencia de la temperatura en la solubilidad de las sustancias sólidas solubles en el agua de la laguna. Cuando la temperatura aumenta favorece la dilución de los sólidos como se puede notar los meses de marzo a octubre de 2007. Sin embargo, la cantidad de sólidos disueltos en el agua de la laguna no varía significativamente entre estos meses. La correlación entre TDS y temperatura está definida por una ecuación del tipo:

$$Y_{TDS (1+2+3)} = 30.192x - 593.83 \quad R^2 = 0.7572$$

Las sales que aporta el suelo al agua se consideran sólidos disueltos que influyen en la conductividad y salinidad del ecosistema acuático de la laguna, manteniendo una relación directa, al incrementarse los TDS se elevan la conductividad y salinidad del agua de la laguna, y al reducir los TDS disminuyen. Relación que es verificable en las ecuaciones de las rectas correspondientes a TDS vs. Conductividad:

$$\text{TDS vs. Conductividad} \quad y=0,5942x + 15,908 \quad R^2 = 0,964$$

$$\text{TDS vs. Salinidad} \quad y = 0,0007x + 0,0105 \quad R^2 = 0,964$$

Para los meses comprendidos entre octubre de 2007 y junio de 2008, por la influencia de la precipitación, los TDS presentes en el agua disminuyen viéndose afectada también la salinidad. En los meses de junio a septiembre de 2008 se aprecia un incremento, alcanzando valores de 148 a 156 mg*1⁻¹. La disminución en las precipitaciones eleva la concentración de los sólidos disueltos totales en la laguna.

La determinación de sólidos disueltos totales mide específicamente el total de residuos sólidos filtrables (sales y residuos orgánicos) a través de una membrana con poros de 2,0 µm (o más pequeños). Los sólidos disueltos pueden afectar adversamente la calidad de un cuerpo de agua o un efluente de varias formas. Aguas para el consumo humano, con un alto contenido de sólidos disueltos, son por lo general de mal agrado para el paladar y pueden inducir una reacción fisiológica adversa en el consumidor. El promedio de sólidos disueltos totales para los ecosistemas acuáticos (sistemas lóticos), de todo el mundo ha sido estimado en alrededor de 120 ppm (Livingston, 1963), el valor de TDS para la Laguna de Sonso es en promedio 211,2 mg*1⁻¹. En la Tabla 3.5 se observa el promedio de TDS encontrado en cada estación.

Tabla 3.5 Valores promedio de TDS

TDS	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	207,8	210,2	215,5
Mínimo	77,2	71,5	71,5
Máximo	322,7	313,3	316,0

Los TDS y la conductividad eléctrica están estrechamente relacionadas. Cuanto mayor sea la cantidad de sales disueltas en el agua, mayor será el valor de la conductividad eléctrica. La mayoría de los sólidos que permanecen en el agua tras una filtración de arena, son iones disueltos. El cloruro de sodio por ejemplo se encuentra en el agua como Na⁺ y Cl⁻. El agua de alta pureza que en el caso ideal contiene sólo H₂O sin sales o minerales y tiene una conductividad eléctrica muy baja. La temperatura del agua afecta a la conductividad eléctrica de forma que su valor aumenta de un 2 a un 3% por grado celsius.

De acuerdo con Rawson (1951) y Hem (1985), las concentraciones de sólidos disueltos totales (TDS) guardan una correlación positiva con la productividad en lagos. Al mismo tiempo afectan la penetración de luz en la

columna de agua y la absorción selectiva de los diferentes rangos de onda que integran el espectro visible. Pueden relacionarse con los cambios en el caudal y con el origen de las aguas que contribuyen a su definición (Johnson et al., 1969), que en este caso son del río Cauca.

En un sistema geoquímico como el de Sonso cabe esperar que las concentraciones sean mayores en momentos de bajo caudal ya que el agua provendría del drenaje del suelo, donde se estarían realizando las reacciones de meteorización y de intercambio iónico. En la medida que aumenta el caudal, las concentraciones disminuirán puesto que una proporción mayor del agua que llega a la laguna lo hace por precipitación, escorrentía superficial y el drenaje de los poros grandes del suelo, existiendo poco o ningún equilibrio con las fases minerales del mismo. Este modelo geoquímico podría explicar el comportamiento de los iones mayoritarios que estén asociados en el sistema laguna río, para el caso de (Ca, Mg, Na, Cl, SO_4 y HCO_3). Aunque se pueden dar excepciones, (Meyer et al., 1988) ya que son fácilmente solubles y no son nutrientes limitantes para la biogeoquímica de la laguna.

Realizando la interpolación de TDS (Figura 3.7), con los datos promedios de la Tabla 3.5, para una distribución horizontal, se pueden apreciar los valores de este parámetro en las aguas de superficie el cual está definido por valores de 241,0 al norte de la laguna 238,9 al centro, y 242,8 al sur siendo este el más alto valor de los datos promedios interpolados. En la Figura 3.7 el tono fucsia representa el mayor valor reportado al sur, el azul el menor hacia el centro y el naranja pálido al valor intermedio hacia el norte.

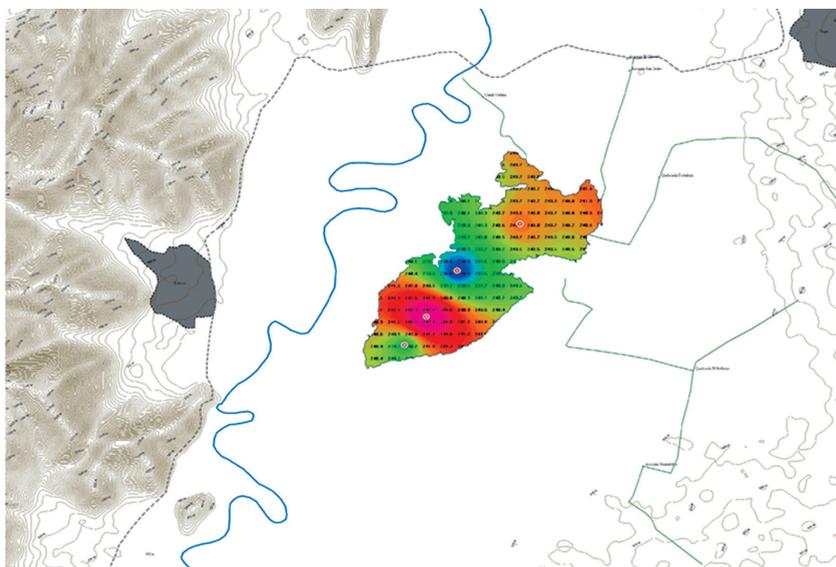


Figura 3.7 Interpolación de TDS

Fuente: Apolinar Figueroa

Salinidad

La salinidad es el contenido de sal disuelta en un cuerpo de agua por la presencia de minerales solubles en el agua. El contenido salino de muchos lagos, ríos, o arroyos es tan pequeño, que a esas aguas se las denomina agua dulce. La mayoría de las fuentes de agua superficiales obtienen su salinidad de las sales que contienen los suelos por los cuales transita el caudal del cuerpo de agua. La salinidad de un medio acuoso define el tipo de especies que la habitan. El agua de la laguna debe reportar valores que no sobrepasen del 3% de salinidad.

En la Figura 3.8 se observan los datos de salinidad reportados para la Laguna de Sonso durante la época de muestreo. Además es posible evidenciar que presenta una tendencia con la temperatura, TDS y conductividad, similar a las anteriores. Esto ocurre debido a que estos parámetros se encuentran estrechamente relacionados. Por ejemplo, la temperatura afecta directamente a los TDS e indirectamente la conductividad y salinidad del agua en la laguna; también al incrementarse o reducirse los TDS se incrementa o reduce la conductividad en el agua.

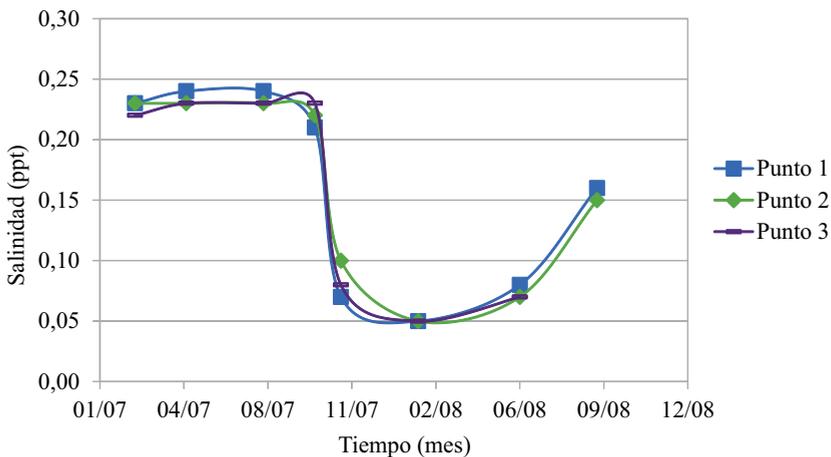


Figura 3.8 Medidas de salinidad en la Laguna de Sonso

Para la interacción entre salinidad vs. conductividad y salinidad vs. TDS, respectivamente, se aprecia una relación directa, donde a mayor salinidad, mayor conductividad, con una ecuación que presenta una R^2 de 0,9664 y donde a mayor salinidad, mayores sólidos disueltos totales, con una ecuación que presenta un $R^2 = 0,9845$:

$$y = 1075x^2 + 1935,2x - 19,77 \quad R^2 = 0,9664$$

$$y = 5976,9x^2 - 397,2x + 87,393 \quad R^2 = 0,9845$$

El efecto de las lluvias en épocas donde aumentan las precipitaciones se puede apreciar en la gráfica de salinidad (Figura 3.8), para los meses de noviembre de 2007 a junio de 2008, meses en los cuales la lluvia logra un efecto de dilución en las aguas de la laguna y por lo tanto resultan valores bajos para este parámetro. El valor promedio de salinidad fue igual para todos los puntos de muestreo, con un valor de 0,16% (Tabla 3.6). Sin embargo, el contenido de sal en agua potable es, por definición, menor a 0,05%, sino el agua es señalada como salobre, o definida como *salina* si contiene de 3 a 5% de sal en volumen, que no es este el caso.

Tabla 3.6. Valores promedio de salinidad

Salinidad	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	0,16	0,16	0,16
Mínimo	0,05	0,05	0,05
Máximo	0,24	0,23	0,23

Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) es la cantidad de oxígeno que está disuelto en el agua y que es esencial para los riachuelos y lagos saludables. El nivel de oxígeno disuelto puede ser un indicador de cuán contaminada está el agua y cuán bien puede dar soporte a la vida vegetal y animal. Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica agua de mejor calidad. Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir.

Gran parte del oxígeno disuelto en el agua proviene del oxígeno en el aire que se ha disuelto en el agua de la laguna principalmente en sus tributarios. Otra parte es el resultado de la fotosíntesis de las plantas acuáticas y otros factores también afectan los niveles de OD. Por ejemplo, en un día soleado se producen altos niveles de OD en áreas donde hay muchas algas o plantas debido a la fotosíntesis. La turbulencia de la corriente también puede aumentar los niveles de OD debido a que el aire queda atrapado bajo el agua que se mueve rápidamente y el oxígeno del aire se disolverá en esta.

La Figura 3.9 muestra la variabilidad del oxígeno disuelto en la Laguna de Sonso, característica que indica la dependencia de esta variable a cambios en los caudales que le llegan por aportes del río Cauca. Esto muestra que a flujos importantes de agua que entra a la laguna, la concentración de O₂ disuelto es alta, llegando a tener máximos hasta de 7,2 y mínimos de 1,1 mg*l⁻¹. De igual forma, el área del espejo de agua cubierta por macrófitas, cumple un papel importante en los valores de oxígeno disuelto, pues estas no favorecen el intercambio de oxígeno con la atmósfera.

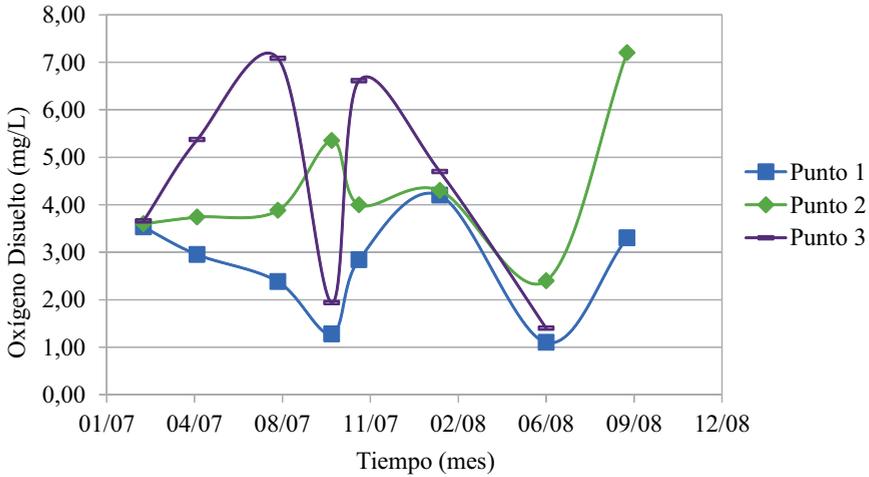


Figura 3.9. Oxígeno disuelto

En este sentido, en la interacción de las macrófitas acuáticas como *Eichhornia crassipes* y la producción de oxígeno durante la fotosíntesis, puede ocurrir que el oxígeno producido se acumula en lagunas intercelulares de los tejidos de la planta, para permitir que el oxígeno acumulado en su estructura pueda ser utilizado para los procesos respiratorios en ausencia de luz, de tal forma que la tasa de difusión de oxígeno en el agua puede ser muy baja. Esta macrófita presenta un crecimiento muy rápido, pueden duplicar la biomasa en sólo 12 días, cubriendo toda la superficie disponible en zonas con poco flujo y profundidad, lo cual impide la penetración de la luz y reduce la disponibilidad de oxígeno en profundidad (Peña et al., 2005). Estas condiciones dan variabilidad a la concentración de oxígeno en la laguna y especialmente su dependencia a los pulsos hidrológicos provenientes de las crecientes del río Cauca, condición que finalmente define la concentración de oxígeno disuelto.

Sin embargo, la cantidad de oxígeno que puede disolverse en el agua (OD) depende de la temperatura en la laguna, que presenta valores promedios entre 26,5 y 26,9 °C, pues esto determina la disponibilidad de oxígeno. Se puede afirmar que sólo los puntos de muestreo que pueden recibir el reflujo de entrada de agua desde el río Cauca (puntos 2 y 3), presentan valores relativamente aceptables, sólo en los valores máximos, porque en los valores promedios (Tabla 3.7), el escenario del oxígeno en la Laguna de Sonso es mínimo (poco disponible) y hace extremas las condiciones para la vida de la fauna acuática. La concentración de O_2 disuelto en la Laguna de Sonso puede tener máximos hasta de 7,2 y mínimos de 1,1 $mg \cdot l^{-1}$.

Tabla 3.7 Valores promedio de oxígeno disuelto

O. D.	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	2,69	4,30	4,39
Mínimo	1,08	2,37	1,35
Máximo	4,18	7,18	7,08

pH

El potencial hidrogenión (pH), es la unidad de medida de la acidez y de la basicidad del agua. En los ecosistemas acuáticos el pH está en función de la cantidad de CO₂ disuelto y constituye un indicador del metabolismo de las comunidades animales y vegetales, por lo que se refiere a su fotosíntesis y respiración. Las aguas naturales pueden tener pH ácidos por el CO₂ disuelto desde la atmósfera o proveniente de los seres vivos, también por ácido sulfúrico procedente de algunos minerales o por ácidos húmicos disueltos del mantillo del suelo. La principal sustancia básica en el agua natural es el carbonato cálcico que puede reaccionar con el CO₂ formando un sistema tampón carbonato/bicarbonato. Es posible que las condiciones químicas de los suelos en la Laguna de Sonso estén determinando los valores de pH para la laguna ya que, como se menciona anteriormente, al presentar una saturación de Na >del 15%, son pobremente drenados y fuertemente alcalinos condición determinante.

El pH muestra un comportamiento temporal similar a la conductividad, salinidad, TDS y temperatura (Figura 3.10). Esta característica indica su estrecha relación con los procesos de aporte en cuanto a material alóctono y agua proveniente de los sistemas terrestres circundantes y de las aguas del río Cauca, así como de la escorrentía proveniente de los aportes por lluvia. Esta condición muestra un descenso del pH para los meses de noviembre a junio que coincide con los parámetros ya analizados para el periodo en estudio.

Al establecer relaciones de estos parámetros con el pH cabe esperar valores de R altos, circunstancia que se puede percibir con el valor de R² en la correlación de aproximadamente 0,7 y que está definida por la ecuación:

$$y = -0,0173x^2 + 1,0513x - 8,4479 \quad R^2 = 0,6868$$

De acuerdo con la siguiente ecuación de correlación, a valores entre 400 a 540 de conductividad, los valores de pH se encuentran entre 7,30 a 7,70, con un R² de 0,68:

$$y = -3E - 06x^2 + 0,004x + 6,162 \quad R^2 = 0,6746$$

En cuanto a las relaciones del pH con los TDS y con la salinidad, se identifica en esta última la más alta correlación identificada para el pH con un R² de 0,83, definida por la ecuación:

$$y = -58,859x^2 + 23,508x + 5,2102$$

$$R^2 = 0,8336$$

El pH no reveló ningún cambio significativo, presentando un valor medio casi neutro (Tabla 3.8), con un valor máximo mensual multianual de 7,30 y un mínimo de 6,15. Las pocas variaciones del pH no perjudican la vida acuática, porque estos valores se encuentran dentro del rango de 6,5 a 8, donde se desarrolla la biota acuática.

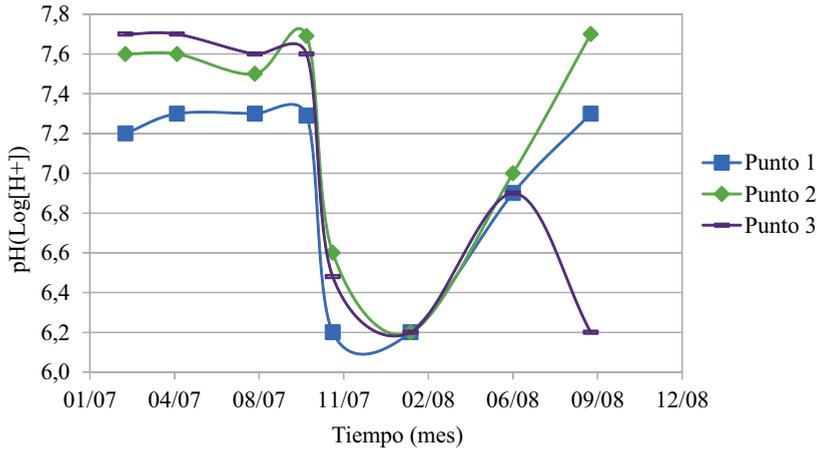


Figura 3.10 Potencial hidrogenión

Tabla 3.8 Valores promedio de pH

pH	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	6,95	7,23	7,16
Mínimo	6,19	6,15	6,20
Máximo	7,30	7,69	7,70

Potencial de óxido reducción (ORP)

Las mediciones REDOX sirven para monitorear las reacciones químicas de los ecosistemas acuáticos. La variación en el número de electrones se denomina estado de oxidación o valencia, y determina diferencias en el comportamiento químico y físico de las especies de un mismo elemento. Estas reacciones involucran al oxígeno, que es el agente oxidante más común en los sistemas naturales.

En presencia de oxígeno, muchos elementos pueden oxidarse (perder electrones, ganar valencia), mientras que el oxígeno se reduce. Sin embargo, las reacciones de oxidación-reducción no siempre ocurren en presencia de oxígeno. Los ambientes oxidados raramente presentan potenciales RE-

DOX inferiores a +600 mV. El potencial REDOX desciende progresivamente a medida que los suelos de los humedales se anegan y al tiempo que la respiración del carbono orgánico agota el O_2 del suelo (Callebaut et al., 1982; Megonigal et al., 1993). En suelos y sedimentos de humedales la difusión de oxígeno es muy lenta y el potencial REDOX desciende rápidamente con la profundidad (Stolzy et al., 1981), mientras el carbono orgánico sea abundante en los sedimentos del humedal se puede formar un fuerte gradiente de potencial REDOX en tan sólo 2 mm de profundidad.

En la Figura 3.11 se presenta el comportamiento temporal y espacial del ORP en la Laguna de Sonso, donde los picos extremos altos están asociados a los mínimos de caudal y los extremos bajos a los pulsos de entrada de agua desde el río Cauca. En noviembre es apreciable el efecto de la dilución por aportes de agua tanto de escorrentía superficial como de pulsos de caudal y en julio agosto y septiembre las mayores concentraciones.

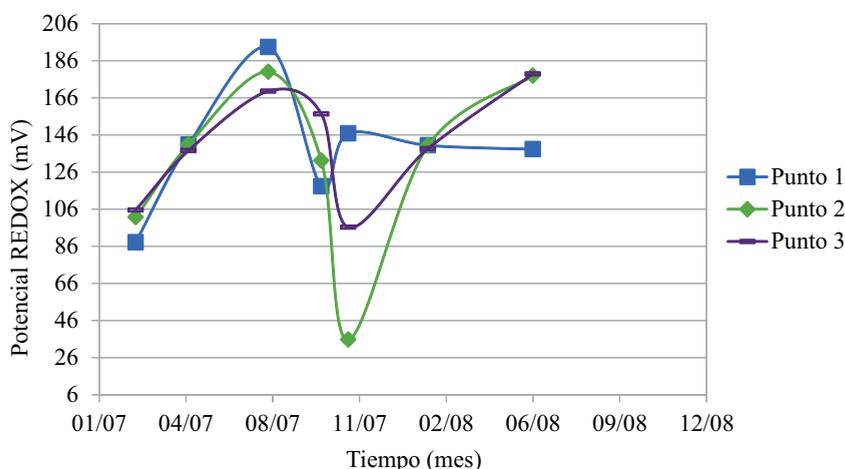


Figura 3.11 Potencial REDOX

La variabilidad espacial y temporal del potencial REDOX en los humedales es muy elevada, comprende prácticamente todo el rango de variación del potencial redox registrado. Para la Laguna de Sonso este parámetro presenta valores entre 129,7 a 140,6 mV. En la medida que los potenciales REDOX sean menores o bajos como los aquí planteados se genera una secuencia de reacciones donde se da la reducción del NO_3 a N_2 , del Mn^{4+} a Mn^{2+} , de Fe^{3+} a Fe^{2+} , de SO_4^{2-} a H_2S y de CO_2 a CH_4 (Ponnamperuma, 1972; Stum y Morgan, 1981; Achtnich et al., 1995; Peters y Conrad, 1996).

En estas condiciones la biogeoquímica de la Laguna de Sonso permite afirmar que una vez la respiración aerobia agota el oxígeno, el cual es ya muy bajo, se deben presentar reacciones de desnitrificación, ya que normalmente estas reacciones se dan cuando el potencial REDOX baja a +747mV a

un pH 7,0. Agotado el nitrato se da inicio a la reducción del Mn^{4+} , lo que se presenta con potenciales REDOX por debajo de +526mV. Ya por debajo de este valor prácticamente la totalidad de las reacciones redox son realizadas por anaerobios estrictos, pudiendo inferirse que esta es la condición en la Laguna de Sonso con potenciales REDOX de 129,7 a 140,6 mV.

Se puede notar, que el comportamiento del ORP en la laguna es muy similar para los tres puntos en los meses de marzo a octubre de 2007. Luego la nube de puntos se dispersa en el mes de noviembre de 2007, periodo en que las precipitaciones crean el efecto de dilución de concentraciones en el agua de la laguna, y posteriormente de febrero a junio de 2008 las líneas de tendencia de los puntos 2 y 3 se comportan de forma similar mientras que la del punto 1 sigue descendiendo paulatinamente.

En estas condiciones, quizás la correlación con ORP que presenta un valor de correlación importante con un R^2 de 0,52 aproximadamente y con un ajuste polinómico fue con los TDS, donde la ecuación está definida por:

$$y = 0,0086x^2 - 3,4339x + 372,12 \quad R^2 = 0,5159$$

El ORP o POR de una solución acuosa es sensible a las variaciones de pH y tiende a elevarse con el aumento de iones hidrógeno y a disminuir con el incremento de iones hidroxilo. Para este caso el POR tiene un valor promedio de 129,7 a 140,6 mV (Tabla 3.9).

Tabla 3.9 Valores promedio de ORP

ORP	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	138,0	129,7	140,6
Mínimo	88,2	35,6	96,3
Máximo	193,3	179,9	178,9

Amonio y amoniaco

Varios compuestos de nitrógeno son nutrientes esenciales, su presencia en exceso en las aguas es causa de eutrofización. El nitrógeno se presenta de diferentes formas químicas en las aguas naturales y contaminadas. La presencia y cantidades de amonio en aguas naturales es un indicador de contaminación con fertilizantes y heces. En el caso de la Laguna de Sonso, el comportamiento espacio temporal para los puntos 2 y 3 son muy homogéneos (Figura 3.12), y presentan un incremento de noviembre a junio. El punto 1 quizá por su localización hacia el sur de la laguna, presenta una mayor acumulación de materia orgánica, donde se acumula por condiciones hidrodinámicas y los procesos de degradación pueden ser la explicación para los valores más altos de amonio en este punto. En el análisis del amonio se encontró muy baja correlación con la temperatura, que los relaciona con un R muy bajo de 0,08.

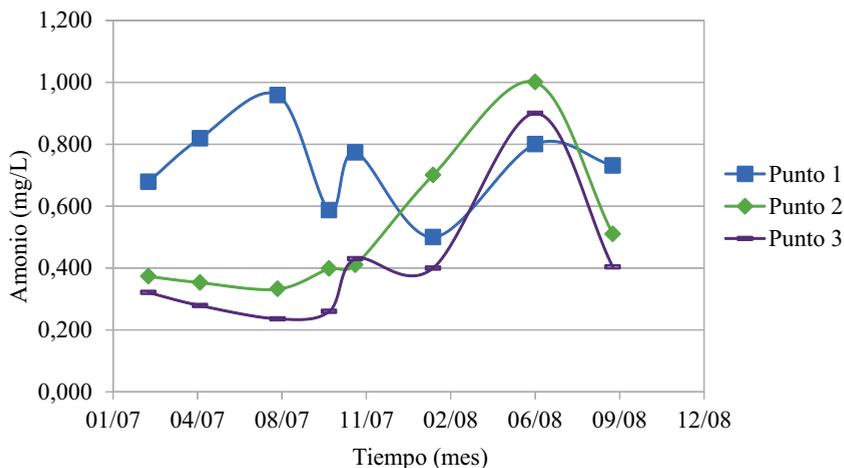


Figura 3.12 Valores de amonio en la Laguna de Sonso

En la correlación del NH_4^+ con la conductividad y con los TDS, presentan un mayor nivel de relacionamiento lo cual está definido por las ecuaciones:

$$y = 3E - 06x^2 - 0,0025x + 0,9249 \quad R^2 = 0,2272 \text{ Conductividad vs. } \text{NH}_4^+$$

$$y = 2E - 05x^2 - 0,0084x + 1,2964 \quad R^2 = 0,2775 \text{ TDS vs. } \text{NH}_4^+$$

Aunque los valores son bajos, dejan entrever el fuerte relacionamiento que existe entre TDS y conductividad, que ya ha sido discutido en acápite anteriores, y sus valores de correlación con el amonio son similares. Posiblemente la cantidad de material particulado y de arrastre que llega a la laguna está reflejando esta situación.

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal (amonio y amoniaco) son muy bajas, menores de $0,99 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$; siendo el amoniaco prácticamente cero y su promedio se encuentra por debajo del valor permisible, que es $0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (MAVDT) (Tabla 3.10). Dados estos valores se puede afirmar que hay procesos de degradación de materia orgánica.

Tabla 3.10 Valores promedio de amonio

Amonio	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	0,731	0,509	0,404
Mínimo	0,500	0,332	0,236
Máximo	0,959	1,000	0,900

La materia orgánica de la Laguna de Sonso proviene de las plantas, animales muertos y excretas que llegan al cuerpo de agua para luego comenzar

su proceso de descomposición con ayuda de bacterias y otros microorganismos, que al degradar la materia orgánica producen cantidades pequeñas de amoníaco, contribuyendo de esta forma con el ciclo del nitrógeno en el ecosistema. Las bajas concentraciones de amoníaco en la Laguna de Sonso favorecen el accionar de las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, ya que su metabolismo no se ve afectado por las bajas concentraciones de amoníaco y así se induce el proceso de nitrificación en el sistema. En la Figura 3.13 se puede observar la alta dependencia de los flujos y caudales que llegan a Sonso donde se observan las diluciones que se dan en los meses de noviembre a febrero para el amoníaco NH_3^- .

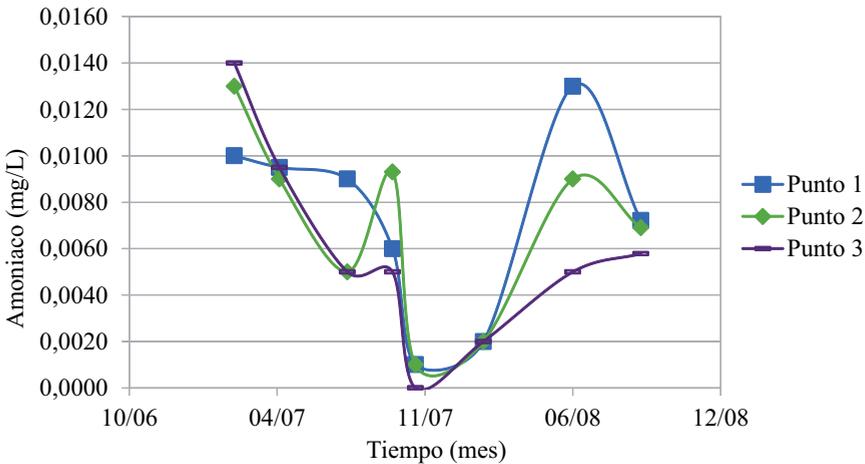


Figura 3.13 Valores de amoníaco en la Laguna de Sonso

La relación entre temperatura y NH_3^- no es claramente evidente, aunque presenta un R^2 de 0,33 aproximadamente. Es posible que esta relación indique la conversión de compuestos nitrogenados orgánicos en amoníaco, como producto de la transformación de desechos tales como urea (orina) y ácido úrico (excreta de las aves), sustancias que son degradadas para liberar como amoníaco el nitrógeno en el ambiente acuático, quedando disponible para los procesos de nitrificación y asimilación. El nitrógeno presente en el agua es el resultado de la descomposición de materiales orgánicos y se encuentra en forma de compuestos orgánicos complejos, que son degradados a compuestos simples por microorganismos —bacterias y hongos— que se encuentran en la interfase-sedimentos agua en la Laguna de Sonso. Estos microorganismos usan las proteínas y los aminoácidos para producir sus propias proteínas y liberan el exceso de nitrógeno en forma de amoníaco (NH_3) o ion amonio (NH_4^+), cumpliendo en este proceso un papel importante la temperatura del agua y de los sedimentos en este ecosistema.

En la correlación del amoníaco (NH_3^-) con la conductividad y los TDS, esta permite identificar un mayor nivel de acople en las ecuaciones que definen su interacción ya que sus valores de R son más altos y estos pueden estar indicando que los valores y las concentraciones para el amoníaco están definidas por los aportes de TDS, lo cual a su vez define parte de su expresión química en la conductividad.

$$y = 1E - 07x^2 - 5E - 05x + 0,009 \quad R^2 = 0,4832 \text{ Conductividad vs. } \text{NH}_3^-$$

$$y = 2E - 07x^2 - 7E - 05x + 0,0091 \quad R^2 = 0,303 \text{ TDS vs. } \text{NH}_3^-$$

Es de esperarse que cuanto más alcalina sea el agua, mayor será la liberación de amoníaco, a partir de las sales de amonio. Los valores promedio de amoníaco se encontraron entre 0,0058 y 0,0072 (mg/L) (Tabla 3.11).

Tabla 3.11 Valores promedio de amoníaco

Amoníaco (mg/L)	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	0,0072	0,0069	0,0058
Mínimo	0,0010	0,0010	0,0000
Máximo	0,0130	0,0130	0,0140

Nitratos

La Laguna de Sonso se encuentra ubicada en una región que explota al máximo los recursos agrícolas para el cultivo de la caña de azúcar. Los nitratos que se encuentran en el agua de la laguna provienen de los fertilizantes y abonos que utiliza esta industria en sus plantaciones. Habitualmente el factor mayoritario es el arrastre, ya que debido a su elevada movilidad en el suelo, se une al ser la última especie química producida en el ciclo de mineralización del nitrógeno, lo que conduce a pérdidas entre $2E9$ y $3,7E9$ Kg N/año (Stevenson, 1986).

Las aguas naturales suelen contener menos de 3 ppm de NO_3^- , no obstante se han observado en ocasiones valores altos, teniendo en cuenta que $45 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ es el límite máximo permitido por el U.S. Public Health Service Drinking Water Standards. Este incremento de la presencia de nitrato en las aguas naturales de Sonso se torna en un impacto cuando éste nutriente se incorpora a la cadena trófica humana, ya que puede originar metahemoglobinemia (aumento del nivel de metahemoglobina, en perjuicio del nivel de hemoglobina), que en casos agudos, y especialmente en lactantes, puede producir la muerte (Oertli, 1980; Zaporozec, 1983; Rozman y Montserrat, 1988).

El otro impacto sobre las aguas superficiales, por ser un aporte masivo de nitrógeno, es su eutrofización, entendido el fenómeno como el incremento o exceso de nutrientes en la columna de agua, que trae como consecuencia

crecimiento desmesurado de algas y plantas acuáticas que consumen gran cantidad de O_2 (Keeney, 1982; Newbould, 1989).

Para que se tengan nitratos en las aguas de Sonso es necesario que se realice la nitrificación, proceso químico que requiere la presencia del oxígeno. Por consiguiente, la nitrificación en sistemas naturales puede suceder en ambientes ricos de oxígeno, como las aguas que circulan de escorrentía o que fluyen como las provenientes del río Cauca sobre los perfiles superficiales del suelo y sedimentos. El proceso de nitrificación tiene importantes consecuencias para la Laguna de Sonso, aquí los iones de amonio por su carga positiva se adosan a partículas y materias orgánicas del suelo con carga negativa. La carga positiva previene que el nitrógeno del amonio sea lixiviado del suelo por las lluvias. En estas condiciones el ion de nitrato con carga negativa no se mantiene en las partículas del suelo y puede ser barrido del perfil, aspecto que está sucediendo en la Laguna de Sonso por los procesos naturales de escorrentía superficial y subsuperficial a consecuencia del incremento y aporte de nutrientes para la agricultura que recibe el área circundante a la laguna. Esto lleva a un enriquecimiento de nitrato en las aguas de avenamiento a la Laguna con sus consecuencias ya evidentes.

La gráfica de nitratos (Figura 3.14), presenta un pico en el mes de octubre de 2007, lo que puede ser ocasionado por el uso de fertilizantes o abonos que contienen nitrógeno en diferentes especies y luego por acción de las lluvias, fenómenos climatológicos o de arrastre llegan a los ríos que finalmente abastecen la laguna. En cuanto a la conductividad vs. NO_3^- y el TDS vs. NO_3^- se presenta una alta correlación, lo cual indica la dependencia e influencia que genera el área de avenamiento circundante de la Laguna de Sonso en la concentración de compuestos nitrogenados que aporten a los procesos del ciclo del nitrógeno. A continuación se observan las ecuaciones a esta relación junto con el valor de R^2 para cada correlación:

$$y = 4E - 05x^2 - 0,0005x + 0,1185 \quad R^2 = 0,6807 \text{ Conductividad vs. } NO_3^-$$

$$y = -0,0002x^2 + 0,0987x - 6,8689 \quad R^2 = 0,6173 \text{ TDS vs. } NO_3^-$$

Se plantea que la cantidad de nitrógeno arrastrado de los campos agrícolas es más grande que el de campos de pastura (Neill et al., 1995), y cuando se expresa como un porcentaje del nitrógeno añadido en fertilizantes el nitrógeno lixiviado en suelos agrícolas varía entre 28% a 85% (Poss y Saragoni, 1992; Kiihne, 1993; Holscher et al., 1997). En este caso, la Laguna de Sonso presentó valores promedio de cantidad de nitrógeno entre 4,01 y 6,16 $mg \cdot l^{-1}$ (Tabla 3.12).

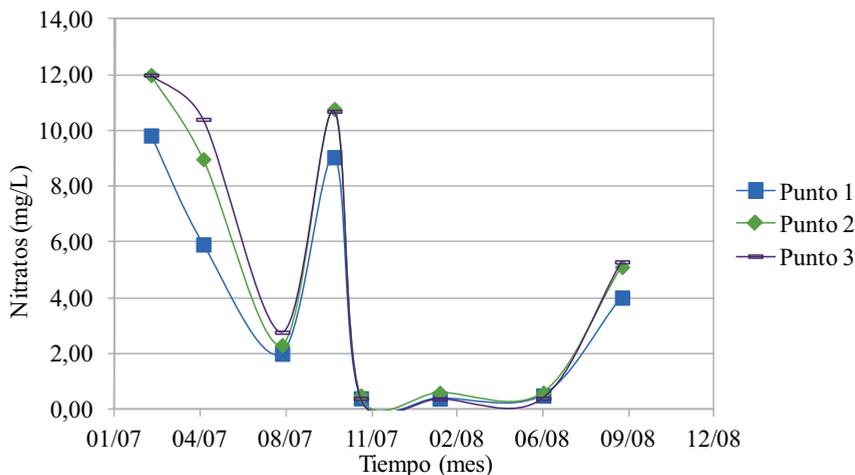


Figura 3.14 Valores de nitratos en la Laguna de Sonso

Tabla 3.12 Valores promedio de nitratos

Nitratos	Punto 1	Punto 2	Punto 3
Promedio	4,01	5,63	6,16
Mínimo	0,39	0,50	0,38
Máximo	9,83	15,64	18,06

REFERENCIAS

- Achtnich, C., Bak, F. y Conrad, R.(1995). Competition for electron donors among nitrate reducer, ferric iron reducer, sulfate reducer, and methanogens in anoxic paddy soil. *Biology and fertility of Soils* 19:65-72.
- Barbier, E. B. (1993). Sustainable Use of Wetlands Valuing Tropical Wetland Benefits: Economic Methodologies and Applications. *The Geographical Journal*, 159(1): 22-32.
- Baron, J. S., LeRoy P. N., Angermeier, P. L., Dahm, C. N., Gleick, P. H., Hairston, N. G., Jackson, Jr. R. B., Johnston, C. A., Richter, B. G. y Steinman, A. D. (2002). Meeting Ecological and Societal Needs for Freshwater. *Ecological Applications*, 12(5):1247-1260.
- Callebaut, F., Gabriels, D., Winjauw, W. y De Boodt, M. (1982). Redox potential oxygen diffusion rate, and soil gas composition in relation to water table level in two soils. *Soil Science* 134: 149-156.
- Chandra R., Nishadh, K. A. y Azeez, P. A. (2009). Monitoring water quality of

- Coimbatore wetlands, Tamil Nadu, India. Environmental Monitoring and Assessment. noviembre. DOI 10.1007/s10661-009-1206-0
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los ríos Yotoco y Mediacanoa (Asoyotoco), (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal Laguna de Sonso, municipio de Guadalajara de Buga. Santiago de Cali. 440 p.
- Downing, M. G. y E. McCauley (1992). The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography* 37:936- 945.
- Goldman, C.R. (1988). Primary productivity, nutrients and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California Nevada. *Limnology and Oceanography* 33:1321-1333.
- Hem, J. D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. *3rd Ed. U.S. Surv. Wat. Supply Paper* 2254. Washington (USA) 263 p.
- Holscher, D., Moller, R. F., Denich, M. y Folster, H. (1997). Nutrient input-output budget of shifting agriculture in Eastern Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 47:49-57.
- IGAC-CVC (2004). Levantamiento de suelos y Zonificación de Tierras del Departamento del Valle del Cauca Tomo 1 IGAC-CVC Planchas 280I y 261III Bogotá, D. C.
- Johnson, N. M., G. E. Linkens, F. H. Bormann, D. W. Fisher, y R. S. Pierce (1969). A working model for the variation in stream water chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Water Resources Research* 5: 1353-1336.
- Keeney, D. R. (1982). Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution. En: F. J. Stevenson, ed. *Nitrogen in agricultural soils*. Madison, Wisconsin. American Society of Agronomy. pp. 605-649.
- Kiihne, R. F. (1993) Wasser- und Nährstoffhaushalt in Mais-Maniok-Anbausystemen mit und ohne Integration von Alleekultiven ("Alley cropping") in Siid-Benin. *Honen Heimer Bodenkundliche Hefte* 13:1-244.
- Krige, Danie G. (1951). A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *J. of the Chem., Metal. and Mining Soc. of South Africa* 52 (6):119-139.
- Livingstone (1963). Chemical composition of rivers and lakes. *U.S. Geol. Surv. Professional Paper* 400 G. 64.
- Megonigal, J. P., W. H. Patrick, y S. P. Faulkner (1993). Wetland identification in seasonally flooded forest soil: Soil morphology and redox dynamics. *Soils Science Society of American Journal* 57:140-149.
- Meyer, J. L., W. H., McDowell, T. L., Bott, J. W., Elwood, C., Ishizaki, J. M., Melack, B. L. Peckarsky, B. J., Peterson, y R. A., Rublee (1988). Elemental Dynamics in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 7:410-432.
- Neill, C., Piccolo, M. C., Steudler, P. A., Melillo, J. M., Feigl, B. J. y Cerri, C. C.

- (1995). Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon basin. *Soil Biol. Biochem.* 27:1167-1175.
- Newbould, P. (1989). The use of nitrogen fertiliser in agriculture where do we go practically and ecologically? *Plant and Soil*, 115:297-311.
- NRC [National Research Council] (1992). Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and public policy. National Academy Press, Washington, D.C., USA.
- Oertli, J. J. (1980). Controlled-release fertilizers. *Fertilizer Research*, 1:103-123.
- Peña, E. J., M. L., Palacios, N., Ospina-Álvarez (2005). Algas como indicadores ambientales. Centro Editorial Universidad del Valle. 172 p.
- Peters, V. y R. Conrad (1996). Sequential reduction processes and initiation of CH₄ production upon flooding of oxic upland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 371-382.
- Ponnamperuma, F. N. (1972). The Chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy* 24: 29-96.
- Poss, R. y Sargoni, H. (1992). Leaching nitrate, calcium and magnesium under maize cultivation on anoxisol in Togo. *Fert. Res.* 33:123-133.
- Prusty, B. A. K. (2008). Role of detritus in trace metal dynamics of a wetland system: A case study of Keoladeo National Park, Bharatpur. Report to Council of Scientific and Industrial Research, New Delhi, India.
- Rawson, D. S. (1951). The total mineral content of lake waters. *Ecology*, 32:669-672.
- Richter, B. D., R. Mathews, D. L. Harrison y R. Wigington (2003). Ecologically Sustainable Water Management: Managing River Flows for Ecological Integrity. *Ecological Applications*, 13(1):206-224.
- Roldán, P. G. (1992). Fundamentos de limnología tropical, Colección Ciencia y Tecnología, Editorial Universidad de Antioquia.
- Rozman, C. y Montserrat, E. (1988). Hematología. en: P. Farreras Valentí *et al. Medicina Interna*. 11a ed., Barcelona, Ed. Doyma. vol. II. pp. 1459-1625.
- Sánchez, M. I. (2003). Determinación de metales pesados en suelos de Mediana del Campo (Valladolid): contenidos extraíbles, niveles fondo y referencia. Tesis Doctoral (Doctora en Ciencias Química). Universidad de Valladolid, Facultad de Ciencias, Departamento de Química Analítica, 275 p.
- Sichel, H. S. 1952. New methods in the statistical evaluation of mine sampling data. *Transactions of the Institute of Mining and Metallurgy*. London. 61:261-288.
- Srivastava J., A. Gupta & H. Chandra (2008). Managing water quality with aquatic macrophytes. *Reviews in Environmental Science & Biotechnology*, 7:255-266.
- Stevenson, F. J. (1986). The nitrogen cycle in soil: Global and ecological aspects. en: *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. New York. John Wiley & Sons, Inc. pp. 106-154.
- Stolzy, L. H., D. D. Focht, & H. Fluhler (1981). Indicators of soil aeration status. *Flora* 171:236-265.

- Stumm, W. & J. J. Morgan (1981). Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2nd Edition. 780 pp. J. Wiley & Sons, N. York.
- Upme-Ideam. (2005). Atlas de radiación solar de Colombia. Bogotá.
- Vallentyne, J. R. (1974). The Algal Bowl Department of Environment, Miscellaneous Special Publication 22, Ottawa, Canada.
- Verry, E. S. & D. R. Timmons (1982). Waterborne nutrient flow through an upland peatland watershed in Minnesota. *Ecology* 63: 1456-1467.
- Water Quality Assessments (WQA). (1996). A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Second Editions Edited by Deborah Chapman, Unesco, Unep, WHO.
- Zaporozec, A. (1983). Nitrate concentrations under irrigated agriculture. *Environ. Geol.*, 5:35-38.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

LAS POBLACIONES HUMANAS Y SU RELACIÓN CON EL ECOSISTEMA LAGUNAR

*Katherine Reinoso Ortega**

*Adriana Vélez***

INTRODUCCIÓN

Cada vez que los elementos que componen un ecosistema son transformados se altera el ritmo del ecosistema. En la actualidad la Laguna de Sonso (Figura 4.1) ha sufrido transformaciones en el paisaje y en las dinámicas que se desarrollan a lo largo de ésta. Por lo tanto, las comunidades que conviven con este contexto se ven obligadas a cambiar sus prácticas y costumbres cotidianas para poder sostenerse dentro del mismo.

Los habitantes de la Laguna de Sonso evidencian cambios tanto en las prácticas de pesca, principal actividad económica de la vereda, como en la dieta alimenticia, donde su principal alimento era el pescado. Además, se ven obligados a trabajar desde edades muy jóvenes para sostener a sus familias. En esta medida es importante conocer, desde quienes han vivido estas transformaciones, las posibles causas de éstas y sobre todo la historia del lugar donde viven.

* Joven investigadora, Universidad Autónoma de Occidente, Cali, Colombia. kreinosa@gmail.com

** Universidad Autónoma de Occidente, Cali, Colombia. adri.vesa@gmail.com



Figura 4.1 Laguna de Sonso

Fuente: Enrique Javier Peña Salamanca

LA COMUNIDAD Y SU RELACIÓN CON LA LAGUNA

Los pobladores reconocen e identifican la Laguna de Sonso como una riqueza natural, hermosa por su paisaje, fauna y flora. La laguna es un lugar muy importante por ser refugio de una gran diversidad de fauna y flora. Se pueden observar 165 especies de aves, 24 anfibios y reptiles, 50 mamíferos, 31 especies de peces y 25 de flora arbórea, siendo así un refugio de flora y fauna en peligro de extinción. De las 55 aves acuáticas, 22 son migratorias (CVC-Asoyotoco, 2007).

“La calidad de vida de las personas y la supervivencia de nuestra especie dependen de la relación que mantenemos con el medio ambiente, esa trama de vida que es la naturaleza, y de su estado de salud. Es un hecho que somos uno con lo que aparentemente nos rodea” (Fundación Mundonatura, 2009). La laguna ofrece diferentes tipos de recursos hidrobiológicos para alimentación, comercialización y finalmente la recreación. Sin embargo, en los últimos años las personas han vivido la escasez y el deterioro de la actividad de la pesca. Por tal razón, a través de su reflexión y diferentes actividades realizadas por organizaciones las personas han comprendido la pérdida de estos recursos y han buscado opciones de conservación de la misma.

Características culturales e históricas

En la época de la conquista en la región existían indígenas como los “Quimbayas, los Pijaos, los Jamundíes, los Gorriones y los Noamanaes del

pacífico” Estas tribus eran expertas en pescar grandes cantidades de peces de la Laguna de Sonso. *“En relatos de los conquistadores se trata con admiración las grandes pescas que efectuaban los indios gorriones en la laguna del río Cauca; además se menciona la gran cantidad de peces en épocas de invierno y las grandes capturas del río Cauca cuando la laguna se vaciaba en verano”* (Kafuri et al., 1987).

ORIGEN DE LA VEREDA

La vereda de Puerto Bertín se caracteriza por ser un sector de invasión donde poco a poco fueron llegando familias y construyeron sus casas. La primera casa del sector fue la del Sr. Arquímedes Loaiza, quien la recibió con papeles del dueño del predio, Eduardo Londoño, en los años cincuenta, pues necesitaba que viviera cerca de su finca para ayudarlo en las labores finqueras.

En los años setenta, cuando hubo una creciente del río Cauca, gran parte de las personas que se encontraban al otro lado de la carretera vieja fueron afectados y se dirigieron hacia estos terrenos. En la margen izquierda se ubicaron siete casas, después se fue poblando la margen derecha. En aquella época no se tenía el servicio de agua ni energía, los habitantes se reunieron, se organizaron y lograron el servicio de agua con el acueducto de Buga. La vereda recibe el nombre de Puerto, porque su estructura es parecida a uno de éstos y Bertín, en homenaje al profesor Mariel Bertín quien realizó y gestionó diversas de las actividades para el desarrollo y progreso de la vereda como la construcción de la primera escuela.

PRIMERAS ORGANIZACIONES

Algunas de las primeras organizaciones que llegaron para contribuir al desarrollo de la vereda fueron el Club Rotario, el cual realizó brigadas médicas, celebración del Día de los Niños y la Navidad, las Damas Rosadas, algunos grupos de pesca, el Hospital Divino Niño de Buga y la Cruz Roja. Además de estos dos últimos, actualmente se encuentran la Alcaldía municipal, la Tercera Brigada del Batallón Palacé, el SENA, CVC, Aguas de Buga, entre otras.

DEMOGRAFÍA

La vereda de Puerto Bertín (Figura 4.2) se encuentra ubicada entre los municipios de Buga y Yotoco, en el departamento del Valle del Cauca. Exactamente en la margen izquierda de la carretera Alejandro Cabal Pombo en una derivación sin pavimentar, se caracteriza por ser un caserío estrecho, alargado y por tener casas a los costados. En épocas de inundaciones asimila una pequeña isla. A su alrededor se encuentran los siguientes límites: Norte: Carretera Buga - Mediacanoa, Sur: Laguna de Sonso y Occidente: río Cauca.



Figura 4.2 Verdeda de Puerto Bertín

Fuente: Martha Lucía Palacios Peñaranda

En El Porvenir y Puerto Bertín el grupo más representativo son los menores de 25 años (54.6% y 53.58%, respectivamente) (CVC-Asoyotoco, 2007). Según el Plan de Manejo Ambiental de la Laguna de Sonso los habitantes registrados en el último censo de 2006 de la vereda Puerto Bertín son 168 (CVC-Asoyotoco, 2007). En la población sobresalen las mujeres, siendo el 34% de los habitantes, el 28% son niñas, el 23% hombres y el 15% restante son niños (Figura 4.3). El 98% de las personas que habitan la vereda son campesinos y el 2% pertenecen a la etnia negra (Figura 4.4).

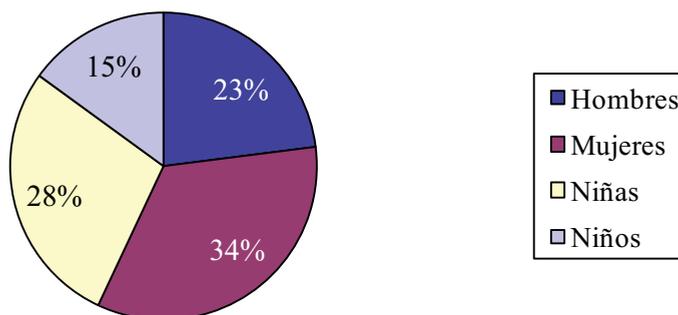


Figura 4.3 Población por géneros y por edades

Fuente: Encuesta socioeconómica

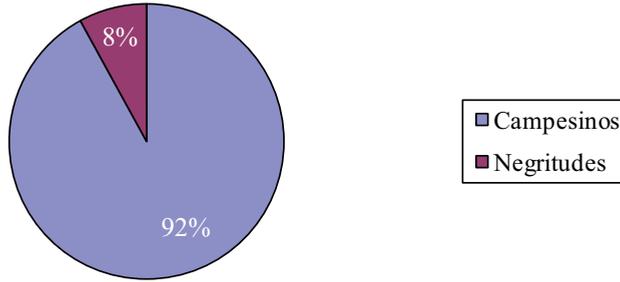


Figura 4.4 Tipo de población

Fuente: Encuesta socioeconómica

En la vereda no existe ningún centro educativo, sin embargo, se ofrece la primaria y bachillerato. La secundaria y la educación superior se realizan en Yotoco y Buga. La escuela se encuentra a 2 Km de la vereda. Por otro lado, la vivienda está constituida por un 68% de casas de la zona construidas en bahareque, cemento y tierra (Figura 4.5). El 76% de los pobladores viven hace más de 10 años en la vereda (Figura 4.6) y llegaron de regiones como Buga, Costa Rica, Darién y zonas rurales aledañas a la Laguna de Sonso.

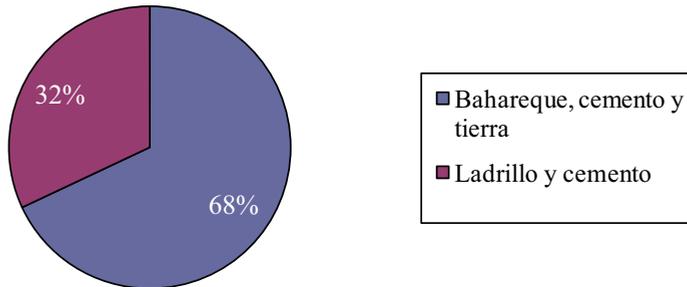


Figura 4.5 Materiales de construcción de vivienda

Fuente: Encuesta socioeconómica

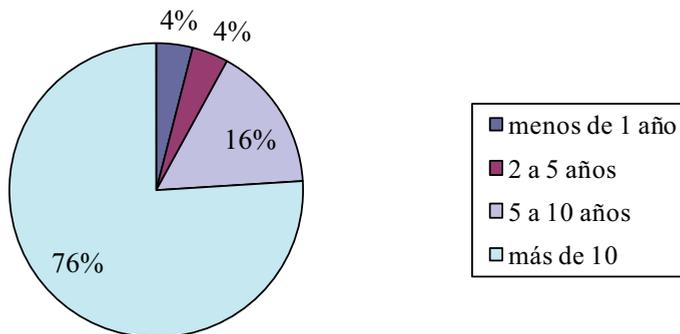


Figura 4.6 Años de vivencia

Fuente: Encuesta socioeconómica

CENTROS MÉDICOS

En la vereda no existe ningún centro de salud. La institución que ofrece este servicio es el Hospital Divino Niño, de Buga, el cual realiza brigadas de salud cada 2 meses en la zona. Este centro se encuentra a 1 hora en transporte público y a 20 minutos en carro particular. El 43% de la población menciona que la enfermedad más común es la gripe, le siguen los hongos con un 24%, las alergias con un 17% y las infecciones con el 16%. Estas enfermedades se presentan constantemente en los pobladores debido al ambiente húmedo en el que viven (Figura 4.7).

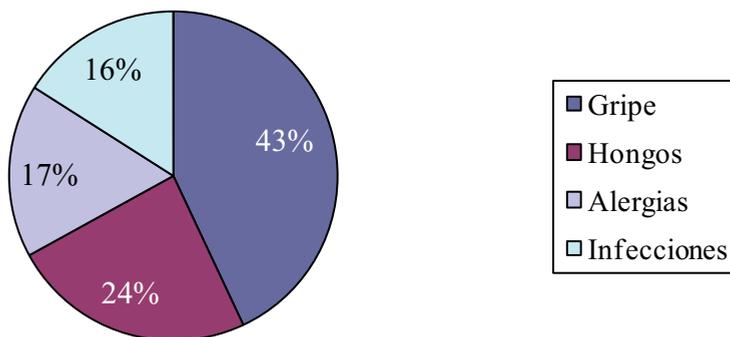


Figura 4.7 Tipos de enfermedades

Fuente: Encuesta socioeconómica

Las causas de enfermedades más frecuentes relacionadas con el manejo ambiental son:

- por la contaminación de aguas debido al vertimiento de residuos sólidos y de químicos producto de la explotación minera;
- dermatitis ocasionada por el contacto en la piel con el mercurio;
- por el deficiente manejo de basuras;
- por las emanaciones atmosféricas de la industria azucarera y la quema de caña (Unión Temporal Obasco y Cia. - CVC, 2002).

SERVICIOS PÚBLICOS

La población cuenta con los servicios de acueducto, a través de Aguas de Buga, que fue instalado en 1982; de energía con EPSA, en 1980; el sistema de recolección de basuras con Bugaseo, y en telefonía se presta el servicio celular (Figura 4.8). El plan de manejo de la CVC resume el estado de los servicios públicos encontrado en los centros poblados de la Laguna de Sonso (Tabla 4.1).

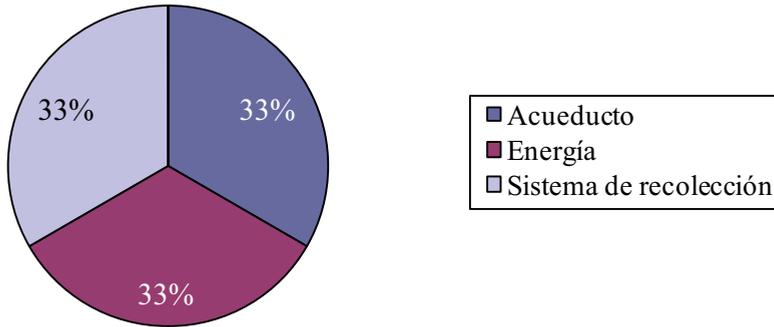


Figura 4.8 Servicios públicos

Fuente: Encuesta socioeconómica

JUNTAS DE ACCIÓN

La comunidad está organizada con Juntas de Acción Comunal, con Personería Jurídica y ORG: CVC, Religiosos: Diócesis de Buga y San Vicente de Paúl, el Sena, y Ministerio de Educación. Entre las principales organizaciones sociales, ambientales, comunitarias, educativas, reguladoras, entre otras, que han aportado para el progreso de la vereda se encuentran: la Alcaldía de Buga, Policía, sector educativo, autoridad ambiental, ONG ambientales y comunitarias, Juntas de Acción Comunal, Cámara de Comercio, universidades, Igac, Gobernación, Asocaña, Agua de Sonso, Asoyotoco, entre otras. Igualmente, se encuentran la Junta Administradora del Acueducto, pescadores artesanales, sector porcicultor, sector avícola, Instituto Mayor Campesino - IMCA y Corporación Río Guadalajara.

Ocupaciones e Ingreso

Según las encuestas realizadas en el Plan de Manejo de la Laguna de Sonso (CVC-Asoyotoco, 2007) el mayor grupo de pescadores se encuentra en Puerto Bertín, representando el 62,65% de la fuerza laboral de la vereda. Otras de las ocupaciones son areneros, agricultura y oficios varios. El 45% de las personas encuestadas son amas de casa, con frecuencia se encuentran mujeres en las casas, pues los hombres son los mayores generadores de ingresos, ya que se dirigen a trabajar y ellas son las encargadas de los hogares y los niños. El 28% trabajan en oficios varios, el 17% son pescadores(as) y el 10% restante son areneros (Figura 4.9).

Tabla 4.1 Servicios públicos en los centros poblados de la Laguna de Sonso

Servicio Público	Corregimiento El Porvenir	Corregimiento El Vínculo	Corregimiento Quebrada Seca	Corregimiento Zanjón Hondo
Acueducto	Se surten del acueducto de Aguas de Buga (municipio de Buga)	Acueducto veredal, sin tratamiento, 433 usuarios, cobertura del 96%, están en proceso de cobertura del 4% (habitantes de la Urbanización la Libertad). La fuente que los abastece es el río Sonsito.	El 100% de la población de la vereda Q. Seca se abastece del acueducto del municipio de Buga (Aguas de Buga S. A.), el 100% de los habitantes del Manantial se abastecen del acueducto veredal, el cual surte al Manantial, Sonsito y la Urbanización la Unidad, contando con 200 usuarios conformando en el año 1991, se abastece del río Sonsito, realizan tratamiento.	El 100% se abastece del acueducto veredal, el cual fue construido en el año 1970 y posee actualmente 300 usuarios, se abastece de la Quebrada Los Naranjos y el río Sonsito, no realiza tratamiento de aguas.
Alcantarillado	No posee	96,5% de la población conectada, 3% utiliza pozo séptico y el 0,5% vierte a una acequia. No tiene tratamiento de aguas residuales.	Q. Seca: el 100% está conectado al alcantarillado de la vereda, no realiza tratamiento. El Manantial: el 90% está conectado al alcantarillado del Manantial, realiza tratamiento de aguas residuales, excepto en invierno cuyos volúmenes exceden el caudal del diseño.	El 96% vierte sus aguas a un alcantarillado que no realiza tratamiento de aguas residuales, el 3% posee pozo técnico y el 1% vierte a una quebrada o acequia.
Energía	100%, prestado por la empresa EPSA	100%, prestado por la empresa EPSA	100%, prestado por la empresa EPSA	100%, prestado por la empresa EPSA
Recolección de residuos sólidos	Bugaseo presta el servicio 2 veces a la semana.	Bugaseo presta el servicio 2 veces a la semana.	Bugaseo presta el servicio 3 veces a la semana.	Bugaseo presta el servicio 2 veces a la semana.
Teléfono	Pocas viviendas del Porvenir poseen telefonía fija (Bugatel). En P. Bertín no tienen este servicio. Buen porcentaje de celular.	Existe telefonía fija. Buen porcentaje de celular.	Servicio de telefonía fija. Buen porcentaje de celular.	Servicio de telefonía fija. Buen porcentaje de celular.

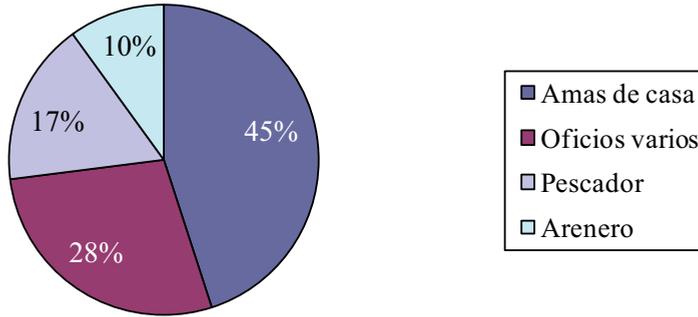


Figura 4.9 Ocupaciones de la población

Fuente: Encuesta socioeconómica

Para complementar las ganancias económicas “en las viviendas se realizan actividades productivas en pequeña escala que sirven de sustento para alimentarse y generar excedentes para algunas necesidades de la vivienda”. Lo anterior se presenta porque la población “posee ingresos inferiores que no alcanzan para cubrir las necesidades de la familia, teniendo en cuenta el alto número de población menor que está en edad estudiantil” (CVC-Asoyotoco, 2007).

Actividades en la laguna

“El 67,92% de las personas que trabajan en Puerto Bertín desarrollan su actividad en la Laguna de Sonso o el río Cauca, ya que la principal actividad es la pesca”. El 48% de los encuestados se dirige a la laguna para practicar la pesca, el 28% han realizado limpieza del buchón de agua y el 24% restante se recrea en ésta (Figura 4.10). En la vereda existe la “comercialización del pescado proveniente de la Laguna de Sonso y del río Cauca, el cual es transportado a otras ciudades para su respectiva venta, siendo el corroncho la principal especie de comercialización” (CVC-Asoyotoco, 2007).

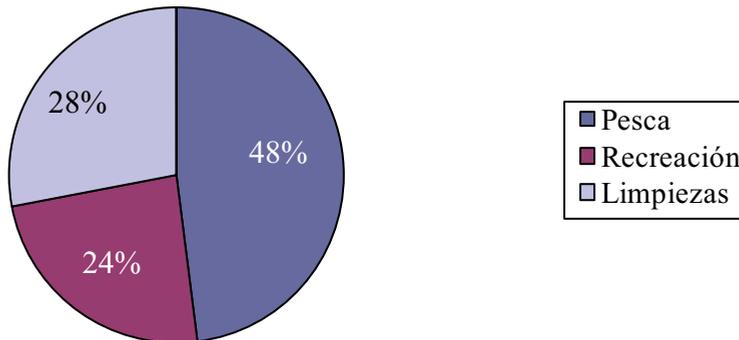


Figura 4.10 Actividades de la laguna

Fuente: Encuesta socioeconómica

PROBLEMAS MÁS FRECUENTES DE CONTAMINACIÓN

Los pobladores señalan como una de las principales causas del deterioro de la laguna la contaminación de la zona industrial de Yumbo, pues mencionan que muchos de los desperdicios químicos que las fábricas arrojan llegan a través de las aguas del río Cauca.

Otros de los factores que nombran son la caña de azúcar y las actividades realizadas por la misma población.

La Laguna de Sonso se caracteriza por ser un ecosistema hipereutroficado como consecuencia de las actividades antropogénicas en sus cuencas de captación tanto por actividades agrícolas (caña) y pecuaria (porcinos y avícolas), como por el crecimiento de comunidades humanas sin saneamiento básico (CVC-Asoyotoco, 2007).

Además de lo anterior se resalta el mal manejo de las aguas residuales de las poblaciones aledañas a la laguna.

La presencia de estos elementos contaminantes ha crecido en la Laguna de Sonso a causa, principalmente, de la actividad industrial, los combustibles fósiles y aguas negras de las poblaciones humanas aledañas como Yumbo, Palmira y Cerrito, generando una alerta por el deterioro del entorno (Cárdenas, 2009).

Finalmente, señalan como contaminante la presencia de algunos metales pesados:

La presencia confirmada de metales pesados (mercurio y cromo) en la cadena trófica acuática alcanza niveles preocupantes para la salud pública de la población local vulnerable. Se recomienda limitar el consumo de pescado de la laguna a una vez por semana, según la experiencia internacional (CVC-Asoyotoco, 2007).

Amenazas hacia la población

Las personas que habitan en la vereda Puerto Bertín constantemente sufren inundaciones debido a que la zona donde se encuentran ubicadas es una invasión que se estableció desde los años sesenta y setenta en el antiguo basurero de Buga. Además de esto:

El ecosistema Laguna de Sonso ha sufrido una serie de alteraciones por la construcción de la carretera Buga-Buenaventura que taponó el Caño Carlina, cortando su flujo hidráulico natural hacia el río Cauca, la construcción de la represa de la Salvajina que ha afectado el pulso del río Cauca con sus inundaciones anuales, la reclamación de tierras para la expansión de la frontera agrícola, fragmentando el ecosistema y la introducción de especies exóticas

como tilapia, rana toro, buchón y pasto alemán, que han desplazado la fauna y la flora nativa (CVC-Asoyotoco, 2007).

De esta manera la solución más próxima a este problema es la ofrecida por el Consejo Consultivo del Ordenamiento Territorial (del cual la CVC es miembro):

Se solicitó a la oficina de Planeación Municipal desarrollar el componente del POT, ARTÍCULO 100, que define las zonas de riesgo no mitigables por inundaciones. La prioridad de esta gestión está relacionada con el corregimiento El Porvenir y las organizaciones irregulares de Puerto Bertín y Porvenir construidos sobre la carretera vieja y la necesidad de definir la localización de la carretera Buga - Buenaventura, de prioridad nacional (CVC-Asoyotoco, 2007).

PESCADORES ARTESANALES

Para el 2007, la mayor población de pescadores artesanales se localizaba en Puerto Bertín, y el 62% de esta población que trabaja es pescador, equivalentes a 33 personas: 27 hombres y 6 mujeres (CVC-Asoyotoco, 2007). Sin embargo, con el transcurso del tiempo, se ha disminuido la dependencia económica proveniente de la pesca en los habitantes de Puerto Bertín, de 75% viviendo de esta actividad en 1998 (CVC-Universidad del Valle), a menos del 15%, siendo la extracción de arena su mayor fuente de ingresos en el año 2006 (Tabla 4.2).

Tabla 4.2 Áreas de pesca reconocidas por la comunidad de pescadores de la Laguna de Sonso

Antiguos lugares de pesca	Zonas de abundancia de peces	Zonas de preferencia para la pesca (actuales)	Zonas actuales para la pesca
Mata de Zarza	El barbudo	La Trozada	Finca la Guaira
El corbatudo	El corbatudo	La isla	Guayabitos
El barbudo	El verde	Agua Salada	Los Samanes
Bolsa grande	Madrevieja Yocambo	El río Cauca	
Pozo de Managua		Madrevieja de Yocambo	
Madrevieja Yocambo			
Mocoa (Por el monte de Guaía, parte Oriente, por el zanjón Garzonero)			

El arte de pesca, practicado por los pescadores artesanales, se orienta a la obtención eficiente de volúmenes de peces que permita una rentabilidad de acuerdo con el esfuerzo en horas, por lo que utilizan la atarraya. El tiempo que se destina para la pesca artesanal es de 8 a 12 horas (CVC-Asoyotoco, 2007). En la Tabla 4.3 se ubican los diferentes peces que se encuentran o son utilizados por los pescadores y con qué herramienta son capturados.

Tabla 4.3 Recurso pesquero y nombres comunes de los principales peces reconocidos por las comunidades de pescadores en la Laguna de Sonso

Peces antiguos	Especies más abundantes	Artes de pesca	Peces actuales	Peces preferidos	Peces comerciales
Rollizo (Parodontidae/Hemiodontidae)	Tilapia (Cichlidae)	Anzuelo	Anguila (Gymnotidae)	Tilapia (Cichlidae)	Corroncho (Loricariidae)
Juan Viejo, camello o chanda de perro	Corroncho (Loricariidae)	Atarraya	Picudo (Ctenoluciidae)	Bocahico (Prochilodontidae)	Bagre sapo (Pseudopimelodidae)
Agujeto (Ctenoluciidae)		Trasmallo (ilegal)	Rollizo	Bagre (Ariidae)	Bocachico (Prochilodontidae)
Corroncho (Loricariidae)			Boquiancha (Cynodontidae)	Corroncho (Loricariidae)	Picudo (Ctenoluciidae)
Anguila (Gymnotidae)			Juan viejo, camello o chanda de perro		Anguila (Gymnotidae)
Tilapia amarilla (Cichlidae)			Corroncho (Loricariidae)		Barbudo (Pimelodidae)
Tilapia nilótica (Cichlidae)			Agujeto (Ctenoluciidae)		Sardina (Cupleide)
Barbudo (Pimelodidae)			Rabiseca (le dicen Alcalde o cola de Juete) (Loricariidae)		
Bocachico (Prochilodontidae)			Tilapia amarilla (Cichlidae)		
Bagre (Ariidae)			Barbudo (Pimelodidae)		
Getudo o patalón			Bocachico (Prochilodontidae)		
Sardinata (Pristigasteridae)			Biringo		
Caloche			Getudo o patalón		

Sigue >>

Tabla 4.3 (Cont.)

Peces antiguos	Especies más abundantes	Artes de pesca	Peces actuales	Peces preferidos	Peces comerciales
Biringo			Beta (Osphronemidae) (ornamentales)		
Beta (Osphronemidae) (ornamental)			Anally (Comezancudos)		
Moino (Anostomidae)			Sardina colorada (Cupleide)		
			Bagre sapo (Pseudopimelodidae)		
			Mojarra amarilla y nilótica		

Hábitos de alimentación con el pescado

Por ser una vereda cercana a la Laguna de Sonso, el pescado es un alimento principal en la dieta alimenticia de la región. Gran parte de la población prefiere la tilapia, el bocachico y el bagre para el consumo doméstico. Las formas de preparación son diversas como en sancocho, ahumado, frito, sudado, en albóndigas y ceviche (Tabla 4.4).

FORMAS DE PREPARACIÓN

El bagre: Sudado y ahumado.

El barbudo: Sudado (se hace un hogao*, se pica papa, yuca o plátano, según el gusto. Se pone a cocinar el pescado, ya lavado, en partes o entero), *en sancocho* (Se deja desbaratar en agua hervida y se sacan las espinas, después se pica papa, plátano, y cilantro)

El corroncho: *Ahumado* (se limpia el pescado, se aliña y se pone ahumar entero) y *apanado* (se lava el pescado, se le sacan partes de las tripas, se aliña, se prepara la harina y se sofríe). Igualmente es utilizado para preparar *chocolate:* (el pescado se deja hervir en agua, después se saca y en el agua se vierte el chocolate, leche condensada y canela.

* Hogao: Es un condimento para sazonar comidas, hecho a base de tomate y cebolla (de preferencia larga o junca), perteneciente a la categoría de las salsas (<http://es.wikipedia.org/wiki/Hogao>).

Tabla 4.4 Hábitos alimenticios más comunes en las comunidades asentadas en la Laguna de Sonso

Pescado para consumo	Preparación del pescado	Partes preferidas del pescado	Otros animales	Partes y preparación de otros animales
Bocachico (Prochilodontidae)	En sancocho, ahumado, frito, sudado y en albóndigas	Del corroncho (Loricariidae) no se comen la cabeza. Del resto de peces se comen todas	Rana toro (<i>Lithobates catesbeianus</i>)	Rana toro (<i>Lithobates catesbeianus</i>): El anca. Preparación: La adoban y la preparan en croquetas o fritas
Barbudo (Pimelodidae):	En sudado, sancocho (Se deja desbaratar y se sacan las espinas)		Aves: Cormorán (<i>Phalacrocorax olivaceus</i>),	
Bagre (Ariidae)	Aliñado y ahumado			
Corroncho (Loricariidae):	Ahumado y apinado. Es utilizado para preparar chocolate: Se hierve, después se saca, se vierte el chocolate, leche condensada y canela		Iguaza (<i>Dendrocygna</i> sp.), Zarceta (<i>Anas discors</i>), Ibis o coquito (<i>Phimosus infuscatus</i>)	
Tilapia (Cichlidae)				

REFERENCIAS

- Cárdenas, Y. H. (2009). Investigación interinstitucional diagnóstica de la contaminación de la Laguna de Sonso. Recuperado de http://investigacion.unicauca.edu.co/vri/index.php?option=com_content&task=view&id=1041&Itemid=340
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los ríos Yotoco y Mediacanoa (Asoyotoco) (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal laguna de Sonso, municipio de Guadalajara de Buga. Componente Socioeconómico, p. 161. Santiago de Cali. 440 p.
- Unión Temporal Obasco y Cia. - Análisis Ambiental Ltda., y CVC (2002). Estudio para el control de contaminación por Cianuro (Cn) y Mercurio (Hg) en las Cuencas de los ríos Guabas y Guadalajara, Municipios de Ginebra, Guacarí y Buga. Tomo II. Contrato CVC-0131-2002. Cali, Colombia.

- CVC - Universidad del Valle (1998). Estudio Hidrobiológico de la Laguna de Sonso. Cali, Colombia. 165 p.
- Fundación Mundonatura (2009). Conservación de la naturaleza. Recuperado de <http://www.mundonatura.org/ambitos-de-actuacion/conservacion-de-la-naturaleza/>
- Kafury, O., L. F. Gómez & L. I. Libreros (1987). Reserva Natural Laguna de Sonso: Plan Indicativo. Corporación Autónoma Regional del Cauca. Subdirección de Recursos Naturales. División de Cuencas Hidrográficas. Sección Conservación y Control. Programas Parques y Reservas. Cali, Colombia. 65 p.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

PARTE 2

**EL ECOSISTEMA LAGUNAR
BAJO TENSION**

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

APROXIMACIONES DE LA HISTORIA AMBIENTAL RECIENTE DE LA LAGUNA DE SONSO

*Pablo Emilio Flórez Brand**

INTRODUCCIÓN

El valle geográfico de la cuenca alta del río Cauca se ha caracterizado por extensas áreas de bosque seco tropical y humedales. Sin embargo, dichos ecosistemas están representados en la actualidad por pequeños relictos boscosos y algunas lagunas y madrevejas que se encuentran dispersas en medio de una matriz dominada por actividades de agricultura (principalmente caña de azúcar) y ganadería (Salazar et al., 2002; Flórez y Mondragón, 2002).

Actualmente sólo existe un 2% de bosques secos, mientras que los humedales han desaparecido a una velocidad tal, que hoy día existen menos de un 13% de los que existían a principios del siglo pasado (Restrepo y Naranjo, 1987). Hoy día, las únicas áreas protegidas en la región que abarcan bosques secos tropicales o humedales son la Reserva Natural Laguna de Sonso, la PNR Estación Biológica El Vínculo y el Jardín Botánico Juan María Céspedes (Salazar et al., 2002).

Desde el año de 1956, las autoridades locales identificaron la importancia ecológica y ambiental de la Laguna de Sonso. Fue en este año que la laguna (Figura 5.1), llamada también el Chircal se decretó como área de refugio permanente de aves acuáticas y se prohibió la caza en esta zona. Este proceso fue liderado por el Dr. Federico Carlos Lehmann (Decreto 347 de mayo 23 de 1956). Posteriormente, en 1978, mediante el acuerdo CVC

* MSc. Biólogo Profesional Especializado, CVC, Cali, Colombia. pablo-emilio.florez@cvc.gov.co

No. 17, se declara como zona de Reserva Natural la Laguna de Sonso y las zonas aledañas con un área total de 2.045 Ha, cuyos fines fueron “conservar las especies migratorias, la flora y la fauna y las bellezas escénicas naturales, además de preservar el equilibrio biológico natural, con fines científicos educativos y recreativos”. Además, se considera un ecosistema estratégico por ser el último reducto lagunar del bosque seco inundable del complejo de humedales interiores de la cuenca del alto río Cauca (CVC-Asoyotoco, 2007). En este acuerdo se hace referencia a una zona pantanosa que está ubicada dentro de la zona de reserva y está comprendida entre el límite de la película de agua y la curva de nivel 937 de altimetría CVC (Kafury et al., 1987).

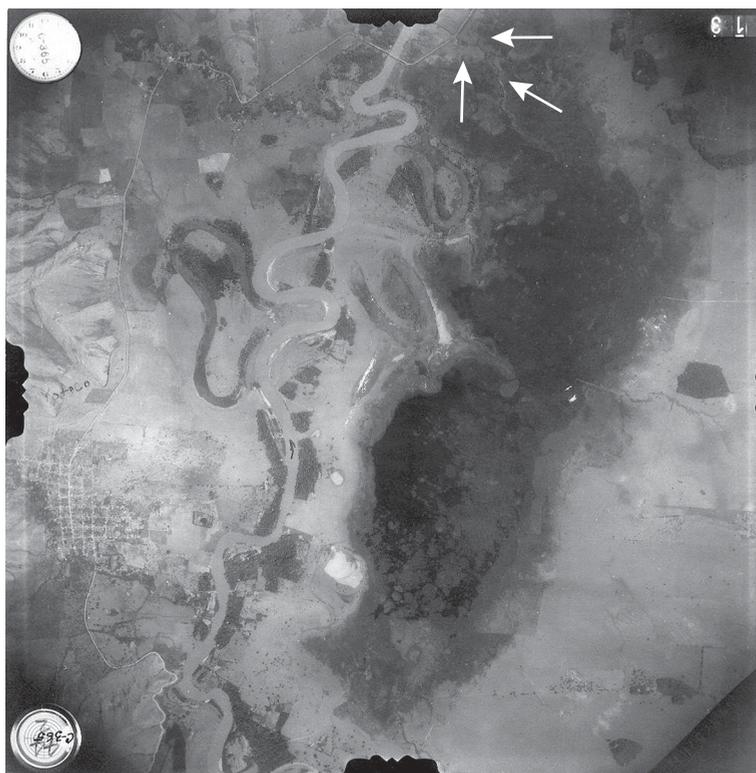


Figura 5.1 Aerofotografía de la Laguna de Sonso, del año 1944, las flechas indican algunas de las salidas (canales) naturales existentes en ese entonces

Fuente: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)/Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC)

Estos ecosistemas son extremadamente valiosos para atenuar y controlar las crecientes de los ríos en razón de sus bajas pendientes y vegetación. Los humedales ayudan a mejorar la calidad del agua de escorrentía proveniente de áreas urbanas y rurales reteniendo sustancias contaminantes, sirviendo como filtros naturales. Sin embargo, hoy en día los humedales son uno de los hábitats más amenazados en el mundo (Rojas y Verwey, 2005).

HISTORIA AMBIENTAL DE LA LAGUNA

Uno de los grandes cambios ocurridos sobre la dinámica de la Laguna de Sonso está relacionado con la hidrodinámica del ecosistema lagunar, la cual fue alterada desde la década del cincuenta. Hacia 1955 los propietarios ribereños de la laguna construyeron un terraplén de metro y medio de alto para impedir la entrada del agua de los ríos Sonso y Cauca durante las crecientes periódicas de estos ríos, en la zona sur de la laguna. Hasta entonces, la vegetación acuática lagunar era arrastrada en su mayor parte hacia el río Cauca por el caño Carlina o quebrada el Aliviadero (Figura 5.2), debido al flujo que existía en la laguna en la dirección sur-norte (Patiño, 1970).



Figura 5.2 Aerofotografía de la Laguna de Sonso del año 1964, antes de la construcción de la carretera Buga - Mediacanoa, la flecha señala el antiguo caño Carlina

Fuente: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)/Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC)

Entre 1955 y 1961 se presentan actuaciones conjuntas de los señores Henry Ramos y Jorge Enrique Sanclemente, primero como empleados del

Ministerio de Agricultura y después como funcionarios de la Secretaría de agricultura del Valle, en defensa de la laguna. En 1961, ambos se vieron en dificultades por su tesón y acción conservacionista (Informe CVC 67-2 1967).

El 10 de febrero de 1959 se realizan gestiones de las oficinas de turismo del Valle, a cargo de Jaime Fernández de Soto, con el club los Lagartos, sobre el préstamo de maquinaria para limpiar el acceso a la laguna. Esta gestión fue solicitada por el Dr. Adalberto Figueroa y el Sr. Jorge E. Sanclemente. Los resultados se comunicaron en la carta No 1753 al secretario de Agricultura Guillermo Becerra N. (Informe CVC 67-2 1967). No obstante, en la carta No. S-013 del 14 de febrero de 1960 del Dr. Guillermo Barney Materón, Secretario de Agricultura, al Dr. Garcés Córdoba, director de la CVC, solicitó una intervención para estudios topográficos y niveles de agua en la laguna, con el objeto de conocer la verdadera capacidad de ésta y planear su recuperación. (Informe CVC 67-2 1967).

El doctor Lehmann cuenta que entre 1959 y 1963 realizó muchas visitas a la laguna para estudios biológicos y ecológicos, con el objeto de vedarla para la caza primero, y que por último culminó en su establecimiento como “Refugio de Vida Silvestre”, cuando el gobierno departamental dictó el Decreto 174 de febrero 20 de 1962, originario de la Secretaría de Agricultura, en la cual trabajaba como Coordinador de Recursos Naturales. Desde 1963 hasta la fecha visitó la laguna en muchas oportunidades, solo o con colegas especialistas de otros países, para hacer principalmente estudios ecológicos de la misma para el Museo de Historia Natural de Cali (Informe CVC 67-2 1967).

En el año de 1962 mediante el Decreto 0174 se declaró la laguna como un refugio inviolable para la conservación de la fauna acuática del Valle y de las especies migratorias que nos visitan y se fomenta el turismo. La laguna se declaró de utilidad pública hasta una extensión del máximo nivel de agua y una faja circundante de 100 m. Se autorizó a la Secretaría de Agricultura del Valle, cuya entidad tenía a cargo la laguna, adelantar las negociaciones para la compra de los terrenos circundantes (CVC - Universidad del Valle, 1998).

Entre 1964 y 1966 se realizaron gestiones por parte de la Dra. Celia Petralanda de Lozano, bióloga de la Secretaría de Agricultura, Zona Agropecuaria del Valle y otras entidades en defensa de la laguna. En noviembre 16 de 1965, la Ordenanza No. 2 de la Asamblea del Valle, recoge las disposiciones proteccionistas mencionadas (Informe CVC 67-2 1967). Posteriormente, en un memorando de Víctor Manuel Patiño al Ministro de Obras Públicas, del 30 de abril de 1967, se habla sobre trabajos de la carretera Buga-Mediacanoa, (Figura 5.2) y sus consecuencias sobre la laguna (Informe CVC 67-2, 1967).

Adicionalmente, en mayo 26 de 1967, en una mesa redonda en la Universidad del Valle, se realizó una presentación de la problemática en la Laguna

de Sonso y sus repercusiones (Informe CVC 67-2 1967.), donde actuaron como expositor principal Aníbal Patiño y como coordinadores José Ignacio Borrero, Federico Carlos Lehmann, Celia Petralanda de Lozano y Víctor Manuel Patiño.

Para el año 1968 con la construcción de la carretera Buga - Buenaventura se cerró el Caño Carlina y siete salidas naturales de la Laguna (Figura 5.3), para posteriormente construir el Caño Nuevo (Figura 5.4) ubicado aguas arriba de las salidas anteriores con una longitud de 1.5 Km. El Caño Nuevo se constituye desde entonces en el único canal de comunicación entre el canal central del río Cauca y la laguna (Informe CVC 67-2 1967).

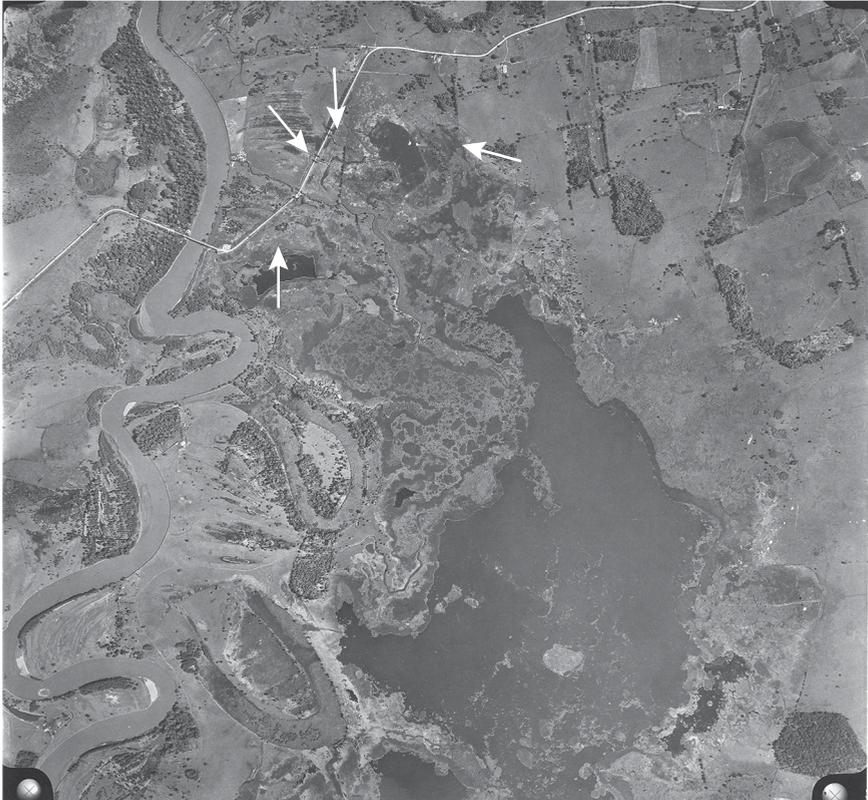


Figura 5.3 Aerofotografía de la Laguna de Sonso del año 1957, se aprecian algunas salidas naturales en el sector norte

Fuente: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)/Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC)



Figura 5.4 Aerofotografía de la Laguna de Sonso del año 1976, se observa el Caño Nuevo

Fuente: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)/Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC)

A finales de 1968 la conservación y manejo de la Laguna de Sonso pasó de la Secretaría de Agricultura del Valle del Cauca a la CVC, según el Decreto Ley No. 3120. La situación de la laguna en 1970 ya era crítica y fue cuando se iniciaron las primeras jornadas ecológicas en pro del rescate de la laguna, lideradas por el profesor Aníbal Patiño y los estudiantes de Universidad del Valle. La vegetación acuática ocupaba las 2/3 partes de la laguna, el proceso de relleno avanzaba velozmente, las basuras de Buga eran descargadas entre la laguna y el río Cauca en Puerto Bertín, los niveles medios de oxígeno disuelto a diferentes profundidades no sobrepasaban los 2,0 ppm y existía una compuerta sobre el Caño Nuevo que comunica a la laguna con el río Cauca, interfiriendo la migración del bocachico y deteniendo la salida de la vegetación acuática (Patiño, 1970).

Posteriormente, mediante el Acuerdo CVC No. 16 se reglamentan las actividades relativas al uso del suelo, las aguas y el espacio aéreo en esta zona, que comienza a regir a partir del 30 de mayo de 1979. Para efecto de la reglamentación se separó la zona de reserva en área lagunar y la zona del área amortiguadora. El área lagunar estaba limitada por la cota de 936,5 con un área aproximada de 745 Ha, y el área amortiguadora está ubicada entre

la cota 936,5 y el límite de la zona de reserva con un área aproximada de 1.300 Ha, la cual incluye el área pantanosa que está comprendida entre la cota 936,5 y la 937 m (CVC-Asoyotoco, 2007).

La CVC en 1978 retira la compuerta y derrumba las paredes de concreto perpendiculares al flujo que impedían la salida libre del buchón, se inician las labores de extracción del mismo a través de medios manuales con los pescadores. Además esta compuerta impedía el libre paso en ambos sentidos de las especies migratorias, especialmente el bocachico, como se menciona anteriormente (Sierra, 1997).

En 1980 se construye una torre de observación para vigilancia y avistamiento de aves, en el predio Bello Horizonte de propiedad privada. Durante este mismo año, se realiza la gran marcha ecológica por la salvación de este ecosistema lagunar. Desde Buga, más de 1.500 personas marcharon hasta la Laguna de Sonso (Figura 5.5), siendo liderada por Carlos Alfredo Cabal, de Fundavalle, y Aníbal Patiño, de Univalle. En 1981 mediante la Resolución 3707 la CVC crea el Comité Asesor para la Reserva, el cual mediante la Resolución 2385 de 1982 se disuelve posteriormente por la marcada inasistencia de los representantes y en 1983 se modifica nuevamente la estructura del canal para facilitar la salida del buchón. Entre 1984 y 1987 se realiza una extracción manual de 500 Ha de buchón de la laguna por el río Cauca, a través de contratos con los grupos de pescadores de Buga, Sonso, Yotoco y Guabas.



Figura 5.5a Panorámicas aéreas de las inundaciones en la Laguna de Sonso de junio de 1981; se aprecia sólo un 20% de espejo lagunar

Fuente: Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC)/Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC)

Para 1986 bajo la Coordinación del Grupo de Gestión Ambiental de la CVC se conformó el Comité Técnico de la Laguna de Sonso. En 1987 la CVC realizó el primer Plan Indicativo, para definir los lineamientos que permitieran guiar las actividades para mantener la diversidad ecológica y la regulación ambiental en la zona de reserva a través de acciones de manejo

del área y de la flora y fauna, para preservar los recursos genéticos de la vida silvestre presente (CVC-Asoyotoco, 2007).

El INCORA mediante Resolución 01177 del 6 de octubre de 1988 (CVC, 1998), inició el proceso de deslinde y delimitación del humedal, estableciendo mojones en 18 de los 23 predios que colindan con la laguna. En 1988 se inician estudios de diagnóstico sobre la situación actual con el fin de obtener una primera radiografía que permitiera a la CVC reorientar la formulación de políticas que progresivamente facilitaran el manejo de la Laguna de Sonso, donde se presenta una aproximación del comportamiento del sistema laguna-río Cauca, la forma como avanza el proceso de sedimentación y se recomienda la compra de una draga para extraer el material depositado en el fondo (CVC-Asoyotoco, 2007).

Ya para 1991, la CVC realiza el estudio de impacto ambiental al proyecto de dragado y disposición final de los lodos extraídos, donde se concluye que el dragado no soluciona el problema de los sedimentos y se sugiere restablecer el flujo sur-norte en la laguna; y algunas soluciones planteadas, como usar el lodo para relleno, se limitan debido a los contenidos de metales pesados (CVC, 1991). La CVC crea en este año el Programa de Manejo de los Humedales y Centro de Datos para la Conservación, marcando un cambio trascendental para la conservación de estos ecosistemas en vista de su anterior misión, que fue la de promover el desarrollo agroindustrial adecuando tierras inundables, pasando de 110.000 Ha cultivadas en 1950 a más de 300.000 Ha en 1994 a través de la construcción de diques, canales y drenajes (CVC-Asoyotoco, 2007).

Fernández y Quiceno en el año 1992, realizan el Primer Plan de Manejo, el cual se convierte en la propuesta que hace la CVC a través del Programa de Manejo de Humedales, al convenio CVC - Municipio de Buga - Fundavalle para la conservación y recuperación de la Laguna de Sonso. En este documento se sugiere la adquisición de áreas para el manejo y la conservación de la laguna, por lo que en el año de 1994, la CVC compra el predio Villalobin de 21 Ha (CVC-Asoyotoco, 2007)

En 1995, Ramírez realiza el estudio hidráulico y de sedimentos de la Laguna de Sonso donde se recomienda la construcción de una entrada de agua desde el río Cauca por el costado sur de la laguna y dos salidas hacia el mismo río por el costado norte, lo que garantizaría un flujo continuo, pero en ningún caso se solucionaría el problema de los sedimentos en el fondo de la laguna (CVC-Asoyotoco, 2007).

En el año de 1998 se realiza un estudio hidrobiológico cuyo objeto era contribuir al conocimiento de la hidrobiología de la Laguna de Sonso, su pesca artesanal y la situación socioeconómica de la comunidad asociada a

ella con el fin de entender algunos de los procesos naturales y sociales que se presentan en el área.

La Gobernación del Valle del Cauca mediante la ordenanza 0395 del 2000, declara a la Laguna de Sonso como “Patrimonio Ecológico del Valle del Cauca” por ser el único ecosistema considerable que subsiste en la planicie vallecaucana y por lo tanto se constituye como un lugar de singular valor ecológico para el departamento por su paisaje, diversidad de flora y fauna y su alto potencial turístico y recreacional (CVC-Asoyotoco, 2007).

El plan de manejo plantea que la laguna debe mantener un espejo de agua mínimo de 745 Ha y una cuenca de captación de 10.434 Ha que permita mantener las funciones ecosistémicas de la laguna. El documento identificó una serie de actividades antropogénicas que afectan el ecosistema y que pueden ser mitigadas para contribuir a la restauración de la laguna y su manejo sostenible (CVC-Asoyotoco, 2007), entre ellas se enumeran las siguientes:

- 1) La construcción de la doble calzada Buga-Buenaventura impidió la circulación natural de los caños, que fueron taponados hace 40 años. Su apertura traería como consecuencia la restauración del flujo hidráulico natural de la laguna, permitiendo la evacuación del buchón, nutrientes y sedimentos en suspensión.
- 2) La construcción de sistemas de tratamiento de aguas residuales de las comunidades asentadas dentro de la cuenca de captación, para mejorar la calidad de agua que entra a la laguna.
- 3) Planes de manejo para las granjas agropecuarias: avícolas, porcinas y bovinas, así como un programa de monitoreo para la implementación de producción limpia para caña, con el objeto de contribuir a mejorar la calidad de agua que entra a la laguna.
- 4) La presencia confirmada de metales pesados (mercurio y cromo) en la cadena trófica acuática alcanza niveles preocupantes para la salud pública de la población local vulnerable. Se recomienda limitar el consumo de pescado de la laguna a una vez por semana según la experiencia internacional.
- 5) La adecuación del actual Centro de Educación e Investigación Buitre de Ciénaga para convertirlo en una Estación Biológica que facilite el establecimiento de una organización administrativa requerida para coordinar los programas interinstitucionales como la reglamentación de pesca con Incofer y la terminación del deslinde para legalizar las tierras de la nación. Esta adecuación, a su vez permitirá aumentar la capacidad de carga con fines ecoturísticos y mejorar la atención al público en general, y beneficiar programas de investigaciones que fortalezcan el conocimiento de este ecosistema tan diverso y único en el departamento del Valle del Cauca.

REFERENCIAS

- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los ríos Yotoco y Mediacanoa (Asoyotoco), (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal laguna de Sonso, municipio de Guadalajara de Buga. Santiago de Cali. 440 p.
- CVC (1991). Estudio de Impacto Ambiental al Proyecto de Dragado y Disposición Final de Lodos de la Laguna de Sonso. Subdirección de Recursos Naturales. Grupo de Gestión Ambiental. Cali, Colombia. 47 p.
- CVC (1998). Evaluación de la Situación Actual de la Laguna de Sonso. Corporación Autónoma Regional del Cauca. Subdirección de Recursos Naturales. Cali, 54 p.
- CVC - Universidad del Valle (1998). Estudio Hidrobiológico de la Laguna de Sonso. Cali, Colombia. 165 p.
- Fernández, J. F. & C. A., Quiceno (1992). Plan de Manejo de la Laguna de Sonso Años 1993 - 1997. Corporación Autónoma Regional del Cauca. Subdirección de Recursos Naturales. Centro de Datos para la Conservación. Cali. Colombia. 33 p.
- Flórez, P. E. & C. E. Mondragón (2002). Lagunas y Madreviejas del Departamento del Valle del Cauca, Colombia. CVC. Subdirección de Patrimonio Ambiental. Grupo de Hidrobiología. Cali, Colombia. 48 p.
- Kafury, O., L. F. Gómez & L. I., Libreros (1987). Reserva Natural Laguna de Sonso: Plan Indicativo. Corporación Autónoma Regional del Cauca. Subdirección de Recursos Naturales. División de Cuencas Hidrográficas. Sección Conservación y Control. Programas Parques y Reservas. Cali, Colombia. 65 p.
- Patiño, A. (1970). Una Batalla Ecológica: el Rescate de la Laguna de Sonso. Boletín Universidad del Valle. Departamento de Biología. Cali. Colombia. 38 p.
- Proyecto de la Laguna de Sonso o El Chircal, Informe CVC 67-2, Noviembre 15 de 1967; Cali.)
- Ramírez, J. (1995). Estudio Hidráulico y de Sedimentos de la Laguna de Sonso. CVC. Cali, Valle. 49 p.
- Restrepo, C. y Naranjo, L. G. (1987). Recuento Histórico de la Disminución de Humedales y la Desaparición de Aves Acuáticas en el Valle Geográfico del río Cauca, Colombia. pp. 43-46. En: Álvarez-López, G. Kattan y C. Murcia (eds) Memorias III Congreso de Ornitología Neotropical. Cali, Colombia.
- Rojas, M. y Verwey, A. (2005). Análisis de Sensibilidad de un Modelo Hidrodinámico en SOBEK para Manejo de Humedales. Seminario Internacional: La hidroinformática en la gestión integrada del recurso hídrico. Agua 2005. Cartagena, Colombia. 10 p.
- Salazar, R. M. I., N. Gómez, W. G. Vargas, M. Reyes, L. E. Castillo & W. Bolívar (2002). Bosques secos y muy secos del departamento del Valle del Cauca. CVC.
- Sierra, J.A. (1997). Laguna de Sonso: Hechos en Lugar de Dichos. CVC. Cali, Colombia. 7 p.

PROBLEMÁTICA AMBIENTAL EN LA LAGUNA DE SONSO

*Enrique Javier Peña Salamanca**
*Martha Lucía Palacios Peñaranda***
*Alejandro Soto Duque****

INTRODUCCIÓN

Los humedales están expuestos a una serie de elementos que a lo largo del tiempo modifican sus condiciones y sin embargo, a pesar su importante papel como uno de los ecosistemas más productivos del mundo, sus principales atributos físicos (hidrografía, topografía y características edáficas), son alterados. Estas perturbaciones pueden darse ya sea por procesos internos como sedimentación, o desecación; y por elementos naturales externos como son avalanchas, deslizamiento de tierra, tormentas, vendavales, actividad volcánica e inundaciones estacionales y ocasionales.

Los factores químicos y biológicos, igualmente, pueden variar de manera natural a medida que pasa el tiempo, ya sea por procesos de sucesión o mediante procesos externos que influyen los humedales como acumulación de materia orgánica, eutrofización, acidificación e invasión de especies vegetales de origen terrestre. Estos procesos naturales determinan las funciones de los humedales, condicionan la derivación de valores y servicios a

* PhD. Profesor Asociado. Departamento de Biología, Universidad del Valle. enrique.pena@correounivalle.edu.co

** Docente, Programa de Administración del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales, Universidad Autónoma de Occidente, Cali, Colombia malupa1130@yahoo.com - asoto@uao.edu.co

*** Docente Universidad Autónoma de Occidente, Colombia. asoto@uao.edu.co

partir de los mismos y son el resultado de una serie de cambios que sólo se pueden percibir a través de periodos muy largos.

Históricamente los cambios negativos en los humedales colombianos están asociados a los desarrollos sociales, especialmente el cambio de la economía basada en la agricultura extensiva y pastoreo del ganado vacuno, desarrollos urbanos que ha tenido lugar en las últimas décadas y ha sido los principales causantes de la degradación de extensos sistemas acuáticos incluso en el Valle del Cauca (Restrepo & Naranjo, 1987).

Los procesos de afectación humana en los humedales, intervienen en la dinámica natural de estos sistemas (Carpenter & Cottingham, 1998). Éstos deben verse como una perturbación que actúa sobre la dinámica natural del sistema, y cuyo efecto depende de la magnitud, intensidad y tasa de recurrencia de la misma (aspectos externos), como también del estado del sistema y de su capacidad de retornar al estado de pre-perturbación o resiliencia (aspectos internos). En este sentido, los conflictos entre las actividades humanas y la conservación o uso sustentable de humedales se presentan en varios órdenes de magnitud, jerárquicamente organizados (Wayne-Nelson & Séller, 1984).

En este contexto, a través de un ejercicio preliminar realizado por el Instituto Alexander von Humboldt y el Ministerio del Medio Ambiente en 1999, para la identificación de los factores de cambio en los humedales interiores colombianos, especialmente por impacto antropogénico se encontró que la transformación total, y la perturbación severa son los que generan mayor impacto sobre estos sistemas, los cuales se presentan en la Tabla 6.1.

Desafortunadamente para la Laguna de Sonso varios de estos factores de cambio se han presentado, los cuales han ido transcurriendo desde los años cincuenta hasta la fecha. Básicamente, esta laguna y sus áreas aledañas han sido afectadas principalmente por la reforma del gobierno central a la reglamentación de recuperación de tierras, por la construcción de la represa de Salvajina, los cultivos de caña de azúcar, aportes; al río Cauca, río Sonso, río Guadalajara que son los principales afluentes de agua a la laguna; de agua residual proveniente de ciudades como Cali, Palmira, Cerrito y las industrias regionales como las papeleras, metalmecánica, curtiembres y la minería.

Tabla 6.1 Factores de cambio en los humedales interiores colombianos, especialmente por impacto antropogénico

Transformación total	Orden de magnitud 1
<p>Son los procesos que determinan la desaparición total o el cambio fundamental de las características del sistema, de tal forma que deja de considerarse humedal, según las definiciones usadas. Los cambios pueden ser en los atributos físicos, químicos o biológicos. Entre las actividades humanas que presentan un conflicto de este tipo se encuentran:</p> <p>Reclamación de tierra</p>	<p>Con fines agrícolas o ganaderos, que implica la apropiación de espacios públicos y la expedición de títulos de propiedad, previa alteración de los niveles de agua o desplazamiento de los límites. Esta situación se presenta con el drenaje para fines agrícolas en el río Cauca, responsable de la destrucción a mediana y gran escala de complejos enteros de humedales (Restrepo & Naranjo, 1987).</p>
<p>Modificación completa de regímenes hidráulicos y reclamación del espacio físico del humedal:</p>	<p>El primero se produce en el ámbito de las cuencas de captación de las aguas que alimentan los humedales alterando su dinámica natural por la construcción y operación de obras civiles de regulación hídrica en algunos casos, o por cambios de cobertura vegetal que aumentan la carga de sedimentos o alteran la capacidad de retención de las aguas. Este tipo de cambios se han generalizado en la cuenca regulada del río Cauca. El segundo, se origina para darle un uso diferente al humedal y es una forma frecuente de impacto contundente sobre los humedales especialmente en aquellos situados en las áreas urbanas o suburbanas y realizadas con el fin de ampliar el espacio para el desarrollo de infraestructura urbana, industrial o de recreación.</p>
<p>Introducción o trasplante de especies invasoras</p>	<p>Con el fin de mejorar la oferta de proteína a través del cultivo de estanques o con fines de manejo (aumento en la retención de nutrientes o especies herbívoras para controlar “malezas acuáticas”), se han introducido o trasplantado especies invasoras que terminan liberándose al medio natural. Este tipo de situaciones representan un cambio en la estructura de las comunidades biológicas, lo cual puede conllevar eventualmente a cambios en las funciones ecológicas y los valores de los humedales.</p>

Sigue>>

Tabla 6.1 (Cont.)

Perturbación severa	Orden de magnitud 2
	Se refiere a las perturbaciones que se producen por cambios en los atributos físicos, químicos o biológicos de los sitios de humedales particulares, pero en magnitud, duración y frecuencia tal que el sistema sigue funcionando como un humedal, pero cambian algunas de sus funciones ambientales o valores sociales. Entre las actividades humanas que desencadenan estos cambios están:
Control de inundaciones	Se trata de perturbaciones que cambian los ciclos hidrológicos en el humedal (caudal, pulso, ritmo y frecuencia) produciendo alteraciones en los ciclos biogeoquímicos y biológicos. Se producen mediante la construcción de obras civiles para la contención, conducción o evacuación de las aguas. Los cambios son en la cantidad y estacionalidad de las aguas, y se producen por la creación de obras civiles de “protección” de las áreas frente a las crecientes, tales como canales, diques o jarillones o terraplenes construidos a través de humedales para habilitar vías de comunicación.
Contaminación	Ocasiona cambios severos en la calidad de las aguas (química o por cargas de sólidos), lo cual desencadena cambios biológicos. Esta situación es frecuente en todos los procesos de “eutroficación” que se han registrado en numerosos cuerpos de agua naturales y artificiales.
Canalizaciones	Son alteraciones de los flujos superficiales de agua en los humedales, y su conducción a los cauces principales o secundarios, alterando entonces la topografía y el régimen hídrico del humedal.
Urbanización	Es una alteración severa de humedales por el desarrollo urbano, industrial y de infraestructura de recreación, pues si bien en muchas ocasiones se presenta sin la afectación total del espacio físico del humedal, si se produce el cambio del uso de la tierra en partes críticas para el funcionamiento del humedal, tal como en la vegetación riparia o en la transición con los sistemas terrestres. Este tipo de perturbaciones son muy frecuentes en humedales forestales y costeros, debido al atractivo de estos sitios para la recreación de centros de recreación y turismo.
Remoción de sedimentos o vegetación	Puede ocasionar cambios severos en el funcionamiento hidrológico y la biocenosis de humedales, si se produce en la mayoría del área del humedal, en aras del mantenimiento de algunos valores, como por ejemplo la navegabilidad o para la extracción de materiales en los mismos (actividades mineras).

Sigue>>

Tabla 6.1 (Cont.)

Perturbación severa	Orden de magnitud 2
Sobreexplotación de recursos biológicos	Se produce por el exceso de uso de especies de fauna mediante la caza o la pesca, la recolección de nidos, la extracción de materiales para usos domésticos, industrial locales (artesanías) o para el autoconsumo (leña o materiales de construcción). Esta situación es común en todos los complejos de humedales de las tierras bajas y notorias en el caso de las pesquerías continentales.
Represamiento o inundación permanente	Es una perturbación frecuente, en la cual cambia la estructura y funcionamiento del humedal, produciéndose nuevos procesos ecológicos, pero todavía clasificables dentro del tipo de procesos típicos de humedales. Son frecuentes en actividades de fomento piscícola, como la construcción de estanques para acuicultura, el represamiento de los flujos de agua en los pantanos para la creación de lagos con los mismos fines de recreación. Como algunos ejemplos se tienen la laguna.

Fuente: Ministerio del Medio Ambiente - Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (1999).

PRINCIPALES PROBLEMAS EN LA LAGUNA DE SONSO Y SU ÁREA DE CAPTACIÓN

Plan de recuperación de tierras y cultivo de caña de azúcar

Durante la década de los años treinta, el gobierno central empezó a esbozar el control de las inundaciones y las políticas de recuperación de tierras para explotar los fértiles suelos del Valle del Cauca. En 1954 el componente de recuperación de tierras de estas políticas se convirtió en realidad con el inicio de la construcción de una serie de diques marginales a lo largo del río Cauca con el fin de prevenir las inundaciones que convirtió miles de hectáreas de tierra inundada, en tierras de cultivo.

Construcción de la doble calzada de la carretera Buenaventura-Buga

En 1968 se construyó la carretera que conecta la ciudad de Buga con la ciudad de Buenaventura, impidiendo el flujo hidráulico natural de la Laguna hacia el río Cauca durante la temporada de lluvias. Antes de ser construida la carretera, había siete canales naturales donde el agua y los sedimentos podían ser evacuados naturalmente de la laguna (Escobar, 1998). Con la carretera los sedimentos empezaron a acumularse, disminuir la profundidad de la laguna a una razón de 2,7 cm por año (CVC, 1991). Debido a la sedimentación y a la disminución en profundidad, en la laguna empezó a presentarse aumento en la temperatura y el oxígeno disuelto en el agua co-

menzó a disminuir, con consecuencias directas en la presencia de especies de flora y fauna. La disponibilidad de peces ha disminuido hasta un 80% (com. per. pescadores de la zona, 2008). Se ha calculado que cada año hay una acumulación de 144.000 m³ de sedimento. Parte del flujo hidráulico se restableció con la construcción de un canal (canal norte), aunque no fue suficiente para solucionar los problemas de sedimentación (Figura 6.1).



Figura 6.1 Canal aguas altas

Fuente: Martha Lucía Palacios P.

Construcciones hidráulicas

Hace años el río Cauca inundaba el lado oriental del Valle del Cauca donde hoy se presentan cultivos de caña y pastoreo de ganado. La construcción de la represa de Salvajina, en 1983, tuvo como propósito el control de las inundaciones anuales de estas áreas, que recibían nutrientes del río, haciéndola una tierra muy fértil. Sin embargo, estas inundaciones causaban grandes daños y pérdidas para la agricultura. La represa de Salvajina controló el flujo hidráulico del río Cauca, manteniendo 100 - 300 m³/s durante la estación seca y 400 - 700 m³/s durante la temporada de lluvias (CVC-Universidad del Valle, 2001), por lo tanto, evitó las fuertes inundaciones durante las estaciones lluviosas. El ciclo natural del río era inundar la mayor parte del valle, renovando los acuíferos y lagunas conectadas con el río Cauca, como la Laguna de Sonso. Este proceso natural ayudaba a limpiar la Laguna de Sonso cada año. La construcción de la represa acabó con este proceso natural, ya que la cantidad de agua que entra ahora a la laguna es limitada.

Parte del proyecto de Salvajina fue construir diques a lo largo del río Cauca con el fin de evitar las inundaciones, aunque el costo de este proyecto fue

muy alto, algunas partes del río Cauca aún no tienen protección, causando algunas inundaciones, esporádicamente. De la misma manera, los propietarios de terrenos aledaños a la laguna construyeron diques para evitar que las inundaciones alcanzaran sus cultivos. Estas acciones ayudaron a confinar aun más la laguna acelerando el proceso de sedimentación, concentrando nutrientes producto de la escorrentía de los diques, entre otros problemas.

***Buchón de agua (Eichhornia crassipes),
escorrentía y eutrofización***

En los años sesenta, el buchón de agua (Figura 6.2) fue introducido con el objetivo de realizar una producción más limpia, al contribuir a la remoción de sustancias tóxicas que deja el uso de agroquímicos, como fertilizantes, pesticidas, herbicidas y otros contaminantes potenciales, que podrían deteriorar la calidad del agua. Hoy casi todo el Valle del Cauca está siendo cultivado con caña de azúcar, y la fertilización natural que antes de la construcción de la represa de Salvajina era aportada por el río Cauca, ahora es reemplazada por fertilización artificial por los agroquímicos, que son descartados directamente a los ríos, canales y cuerpos de agua como la Laguna de Sonso.



Figura 6.2 Buchón de agua (Foto tomada en el 2007)

Fuente: Martha Lucía Palacios P.

El buchón de agua es una planta adaptada perfectamente al clima y condiciones ambientales de la región. Es capaz de absorber nutrientes directamente a través de sus raíces flotantes y de igual manera ser movilizadas por el viento, usando las hojas. El exceso de nutrientes, lavado principalmente

de los cultivos de caña, ha propiciado el crecimiento de sus plantas de forma que hasta el 70% de la laguna está cubierto por buchón (Escobar, 1998).

Aunque estas plantas tienen la habilidad de captar metales pesados y purificar agua, y por lo tanto mantener una relativa buena calidad de agua en términos de DBO y STS, causa mayores problemas a los pescadores. Estas plantas hacen imposible navegar o pescar. Además, al marchitarse el buchón de agua se deposita en el fondo, consumiendo el oxígeno disponible en el sedimento, produciendo condiciones anóxicas. Igualmente, debido a la cobertura por el buchón de agua en la Laguna de Sonso, la luz solar no llega al fondo de la laguna, evitando la fotosíntesis de las algas. El promedio de oxígeno disuelto en la laguna es de 2 mg/l (Escobar, 1998), que es muy bajo. Esto muestra el avanzado estado de eutrofización en la Laguna de Sonso.

Especies introducidas

La introducción de especies biológicas, tal como la rana toro (*Lithobates catesbianus*) (Castro, 1998), la tilapia negra (*Oreochromis mossambicus*) (Escobar, 1998), la tilapia blanca (*Oreochromis niloticus*) (Escobar, 1998), la hormiga loca (*Paratrechina fulva*) y el buchón de agua (*Eichhornia crassipes*) (Andersson y Azcárate, 2005) muestra que ha habido un manejo deficiente en relación con la regulación biológica del área.

La rana toro fue traída a la región con la idea de cría para producción de alimento, sin embargo, durante una inundación que alcanzó las piscinas de cría, cerca a la Laguna de Sonso, las ranas escaparon. Debido a las condiciones climáticas y a que no hay predadores naturales de esta especie, la rana toro se reprodujo exponencialmente. Este anfibio es capaz de consumir peces, aves, hierbas e incluso otras ranas (Castro, 1998).

Ya que el flujo hidráulico natural de la laguna fue modificado, la mayoría de la fauna natural, como peces, fue alterada, la población de bocachico (*Prochilodus reticulatus*) se redujo. Con el fin de mantener la actividad pesquera en la región, la CVC introdujo tilapias y trató de restablecer la población de bocachico con métodos artificiales de cría. Hoy, la actividad pesquera se mantiene principalmente debido a los recursos invertidos por la CVC en el sector pesquero. Aunque la calidad del agua, la descarga de agua residual y el pobre manejo hidráulico no ayuda a esta actividad. Antes había una proporción de bocachico/tilapia de 80/20, hoy es al contrario. La tilapia es un pescado con menor valor comercial que el bocachico, pero se ha adaptado mejor a las condiciones ambientales presentes y ha tomado ventaja sobre el hábitat original del bocachico.

Con la idea de que la hormiga loca se comportara como un agente de control contra hormigas arrieras y contra serpientes venenosas, fue introducida a Colombia alrededor de los años noventa (Zenner-Polanía, 1990). Inicialmente se registró en el sector occidental aledaño a la hacienda Managua y luego se distribuyó hacia el sector norte donde se encuentra la madreveja

La Isabela, hasta ocupar casi la totalidad de la reserva. Hacia finales del mes de marzo de 1994, se encontró en la laguna un individuo de *Iguana iguana* cegado por la hormiga loca y, hacia principios del mes de noviembre, se registró el ataque a un buitre de ciénaga (*Anhima cornutus*) que presentaba lesiones en las alas y en los ojos y que finalmente no pudo restablecerse del daño causado por las hormigas. Se han encontrado otros animales (armadillos, terneros recién nacidos, etc.) que han sido atacados por la hormiga loca. La hormiga entra a los animales a través de las fosas nasales o sus ojos, aplicando ácido y haciéndoles perder su habilidad para alimentarse y posteriormente mueren (Álvarez, 1995). Hasta el presente no se ha demostrado que la hormiga loca haya tenido efectos sobre poblaciones de hormiga arriera. Es indudable que la llegada de la hormiga loca a la Laguna de Sonso constituye un problema de primer orden que debe ser evaluado y afrontado para minimizar su impacto sobre esta reserva natural.

Calidad de agua

El río Cauca corre desde la cordillera occidental hacia el océano atlántico. Durante la temporada de lluvias este río fluye hacia la Laguna de Sonso y los humedales alrededor, transportando grandes cantidades de sedimentos que han absorbido contaminantes. Mientras que en la temporada seca, la laguna evacua sus aguas al río Cauca, así la Laguna de Sonso actúa como un búfer natural en la zona para este río (Escobar, 1998). Con el fin de entender la calidad de agua de la Laguna de Sonso, es necesario comprender la calidad del agua del río Cauca.

El río Cauca tiene una extensión de 120 Km entre Jamundí (20 Km al sur de Cali) a Buga, incluyendo los meandros del río. En esta área, el río tiene muchas entradas de agua residual, que podemos dividir en tres condiciones: aguas residuales de origen doméstico, efluentes agroindustriales y minería. La Laguna de Sonso, además del río Cauca, tiene otras entradas, principalmente canales de irrigación que colectan las descargas agrícolas, principalmente fertilizantes y agroquímicos, entre otros contaminantes.

AGUA RESIDUAL DE ORIGEN DOMÉSTICO

En el Valle del Cauca hay algunas plantas de tratamiento de agua residual, en Cali, Yumbo y Palmira, aunque estas solamente están diseñadas para tratamiento primario, se manejan los sólidos suspendidos y la DBO. Solamente hasta el 40% de las aguas residuales, de las ciudades mencionadas, son tratadas, el resto, junto con las aguas residuales de pequeños asentamientos rurales y urbanos, es descargado directamente al río Cauca (Vélez et al., 2001). Los autores señalan que los niveles de oxígeno disuelto son muy bajos entre Puerto Isaac y Mediacanoa, donde se encuentra el canal de entrada que conecta la Laguna de Sonso con el río Cauca. De forma que no hay condiciones para la vida acuática.

EL RELLENO SANITARIO MUNICIPAL DE NAVARRO

Este vertido también está ubicado a 5 Km aguas arriba de la mayor toma de agua potable en Cali, y está situado justo al lado del Canal Sur. El botadero fue abierto en 1969, cuando se decidió llenar un hueco de cinco metros de profundidad que se creó después de la construcción de los muros de contención a lo largo del Canal Sur. Desde entonces, el botadero recibió millones de toneladas de residuos domésticos e industriales y residuos hospitalarios sin tratamiento, el 30% de los residuos eran residuos industriales, el 75% de éstos altamente tóxicos. Además, el botadero de Navarro recibió el 66% de todos los residuos que se generaban en el Valle del Cauca. Sólo alrededor del 2003, los nuevos espacios adaptados para la construcción en el relleno sanitario se hicieron con geo-membranas impermeables, capas de protección del suelo, recolectores de lixiviados y chimeneas para el gas metano.

LAS INDUSTRIAS REGIONALES

El papel, el aluminio, el curtido de pieles, la minería y las numerosas pequeñas industrias incontroladas que operan en la región son sus principales contaminadores. La industria de papel requiere grandes cantidades de agua para sus procesos, por ejemplo estas obtienen el agua del río Cauca, que tratan antes de usarla y, posteriormente, antes de su descarga de nuevo en el río. A pesar de que el agua es pasada cuidadosamente a través de tanques de sedimentación de gran escala y piscinas de aireación, todavía llevan al río un promedio de 4.656 Kg/día de DBO5 (azúcares, ácidos grasos, alcoholes, y resinas), 36.360 Kg / día de DQO (DBO más lignina, celulosa, y otros compuestos inorgánicos), 8.500 Kg / día de SSV (fibra, aserrín, y plásticos orgánicos), y 10.900 Kg / día de SST (SSV más cenizas, arena, vidrio y metales).

Sin tener en cuenta qué tan alta esta contaminación podría parecer, la industria del papel ha reducido considerablemente su contaminación al río a través de los años. Además, en la industria del aluminio, donde el agua es significativamente contaminada con metales pesados, algunas empresas han llevado a cabo mejoras en sus procesos y han reducido su impacto negativo en el medio ambiente regional.

Sin embargo, las industrias regionales todavía deben hacer mucho para proteger su medio ambiente, y deberían formularse y aplicarse leyes más estrictas. A pesar de que algunas empresas han tomado conciencia de los beneficios de invertir en la protección del medio ambiente, todavía hay algunas industrias de la región que están haciendo muy poco en esta área. La industria de curtido del cuero es un ejemplo de industria que sigue afectando gravemente al ecosistema fluvial de la región (Gischler, 2005). Para esta industria se pueden procesar alrededor de 450 pieles de reses por día equivalente a 15.000 Kg de piel de reses por día. El proceso de tratamiento de pieles requiere grandes cantidades de agua, diferentes tipos de ácidos y alrededor del 6% del peso de las pieles procesadas, en cromo. Esto significa que solamente esta

compañía usa alrededor de 800 Kg de cromo por día para procesar sus 15.000 Kg de piel. Sin embargo, a pesar de que es una de las más grandes y antiguas empresas de curtido de pieles en la zona sólo ha instalado un tratamiento primario para recuperación de sólidos y las trampas de grasa. Por lo tanto, el flujo de las aguas sin tratar, que contienen altas concentraciones de cromo y un bajo pH, van directamente en un afluente del río Cauca.

Además, las incontroladas actividades mineras de oro y bauxita en la región están contaminando con metales pesados muchos de los afluentes del río Cauca, como por ejemplo los ríos Sonso, Guadalajara y Guabas. Estas actividades mineras junto con la sobreexplotación de los bosques de rivera, también están destruyendo la rivera del río, y causando problemas de erosión severa y sedimentación del río y los humedales de la región. Últimamente, hay muchas pequeñas industrias ilegales operando en la región que no están siendo controladas por la agencia regional ambiental CVC.

Los metales pesados más comúnmente encontrados son el cromo, plomo y mercurio, los hidrocarburos y productos químicos procedentes de las industrias regionales.

Los pesticidas, fenoles y los altos niveles de nutrientes procedentes de las actividades agrícolas regionales-depósito de sedimentación de alta causa por el mal estado de la región de las cuencas fluviales, y por la minería y las actividades agrícolas. Según Gischler (2005), los niveles de cromo en el Cerrito se encontraron $5.327 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$, mientras que en otras regionales de puntos de muestreo que se constató que oscilan entre $65\text{-}283 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$.

Además, se encontraron niveles de mercurio a $0,42 \text{ mg} / \text{Kg}$, y los niveles de plomo se situaban entre $6,4\text{-}10,7 \text{ mg} \cdot \text{Kg}^{-1}$. Por último, mediante la comparación de estos valores a las normas suecas (no hay normas colombianas sobre los metales pesados en los sedimentos) se encontró que los niveles de Cr son muy altos en Cerrito y alto en otros lugares de muestreo, los niveles de Hg se consideraron de baja a moderada, y Pb niveles se consideran bajos (Ocampo & Schuhmacher, 2007).

Problemas sociales

Existen dos asentamientos humanos dentro de la zona de inundación de la laguna, Puerto Bertín con aproximadamente 150 habitantes y Porvenir con aproximadamente 800 habitantes (Figura 6.3). La principal actividad de sus habitantes es la pesca, tanto en el río Cauca como en la laguna, además de extracción de arena, empleados en cultivos de caña de azúcar o algodón. Estos asentamientos considerados ilegales, inicialmente, debido a su inminente riesgo de inundación no solamente por la laguna, sino también, por el río Guadalajara fueron legalizados entregando títulos de propiedad, conexiones eléctricas y agua potable. Sin embargo, no existen condiciones apropiadas de vivienda ni sistemas de alcantarillado. Puerto Bertín fue construido sobre el botadero de basura de Buga, que fue cerrado en 1960.

Durante las inundaciones periódicas los habitantes pierden sus pertenencias y deben abandonar sus propiedades.



(a)



(b)

Figura 6.3 (a)Pescador (b) Escuela Puerto Bertín

Fuente: Enrique Javier Peña Salamanca y Matha Lucía Palacios P.

REFERENCIAS

- Andersson K. & J. Azcárate. (2005). SEA Pre-study of Sonso Lagoon, Colombia. TRITA-LWR Master Thesis 05:11. Stockholm -Sweden.
- Álvarez-López, H. (1995). Monitoreo de la Avifauna de la Laguna de Sonso. Santiago de Cali: Universidad del Valle. 20 p.
- Carpenter, S. R. & K. L. Cottingham (1998). Resilience and Restoration of Lakes. *Conservation Ecology* 1(1):2
- Castro-H, F., W. Bolívar, A. Velásquez, J. D. Daza & T. Areiza (1998). Estudio para el Monitoreo y Control de la Rana Toro en el Valle del Cauca. Informe Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca - CVC. Contrato interadministrativo No. 7118 de 1996.
- CVC (1991). Estudio de impacto ambiental al proyecto de dragado y disposición de lodos de la Laguna de Sonso. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), Subdirección de Recursos Naturales, Grupo Gestión Ambiental, Cali-Colombia.
- CVC-Universidad del Valle (2001). Modelación matemática del río Cauca. Tramo Salvajina - La Virginia. Volumen VIII. Convenio No. 011 CVC - Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Gischler, C. (2005). Pathways of Heavy Metals and Implications for Stakeholders, Sonso Lagoon, Colombia. Trita-LWR Master Thesis 05-13. KTH Architecture and the Built Environment. Suecia. 76 p.
- Ministerio del Medio Ambiente - Instituto Alexander von Humboldt (1999). Humedales Interiores de Colombia: Bases Técnicas para su Conservación y Uso Sostenible. Bogotá. 79 p.
- Escobar, J. C. (1998). Estudio Hidrobiológico de la Laguna de Sonso. Universidad del Valle - CVC, Convenio 012, Cali, Colombia.
- Ocampo, D. W. & M. Schuhmacher (2007). Desarrollo de un modelo para la gestión de cuencas hidrográficas basado en la evaluación del riesgo ambiental: Experiencias europeas y aplicación a ríos colombianos. Memorias del 50o. Congreso de la Asociación de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Acodal) y 12o. Congreso Bolivariano de AIDIS. Santa Marta, Colombia. 12 - 14 septiembre, 2007.
- Restrepo, C. & L. G. Naranjo (1987). Recuento histórico de la disminución de humedales y la desaparición de la avifauna acuática en el Valle del Cauca, Colombia. En: H. Álvarez, G. Kattan & C. Murcia (Eds.). Memorias III Congreso de Ornitología Neotropical. ICBP, USFWS & SVO, Cali.
- Vélez C., A. Galvis, A. Duque & G. Restrepo. (2001). Modelación matemática en

el estudio de calidad del agua del río Cauca: antecedentes y perspectivas. En Seminario Internacional: La Hidroinformática en la Gestión integrada de los Recursos Hídricos, Cali, Colombia. pp. 107-117.

Wayne-Nelson, R. & E. C. Weller (1984). A better rationale for wetland management. *Environmental Management* 8(4):295-308.

Zenner-Polanía, I. (1990). Biological aspects of the “hormiga loca” *Paratrechina fulva* (Mayr) in Colombia, pp. 291-297., en: *Applied Myrmecology: A world perspective*. (Vander Meer, R.K., Jaffe K. and Cedeño, A., eds.). Westview Press, Inc. Boulder.

DINÁMICA DE LA TRANSFORMACIÓN Y BIOACUMULACIÓN DE LOS METALES PESADOS EN LA LAGUNA DE SONSO

*Norberto Benítez**

*Angélica Varón***

INTRODUCCIÓN

La presencia de metales pesados en la Laguna de Sonso es una de las problemáticas ambientales que enfrenta la reserva, que amenaza la conservación de su gran riqueza biótica y también, el bienestar de las poblaciones humanas asentadas en su área de influencia. Las fuentes de entrada de metales pesados a la laguna son innumerables. En primer lugar, la conexión directa que tiene ésta con el río Cauca a través del Caño Nuevo, es quizá la principal causante de la presencia de estos contaminantes en el área lagunar, ya que este importante río es el receptor final de todos los desechos industriales, agropecuarios y domésticos de las zonas industrializadas y principales centros urbanos del Valle del Cauca. En segundo lugar, la reserva se encuentra rodeada de amplias zonas agrícolas, ganaderas y avícolas, que de una u otra forma contribuyen a la contaminación de la laguna. También contribuye la introducción directa a través de los afluentes y acequias, sobre los cuales se descargan sin ningún tratamiento previo desechos provenientes de estas actividades, como el agua de riego del cultivo de la caña de azúcar y lavado de establos, cocheras y galpones.

* Ph.D. Universidad del Valle, Cali, Colombia. [lubente@univalle.edu.co](mailto:lubenite@univalle.edu.co)

** Química, Universidad del Valle, Cali, Colombia. angevalo@hotmail.com

Adicional a lo anterior, los tributarios y acequias de la laguna, correspondientes a dos corrientes provenientes de la cordillera Oriental y una serie de derivaciones de los ríos Guadalajara y Sonso, reciben también una gran cantidad de descargas de agua residual doméstica e industrial provenientes de más de 1.500 familias e industrias tecnificadas y no tecnificadas de todo tipo, que no efectúan un manejo adecuado de sus vertimientos (CVC-Asotoco, 2007). En la Figura 7.1 se resumen los principales contribuyentes de contaminación por metales pesados y otras sustancias en la cuenca de captación de la Laguna de Sonso.

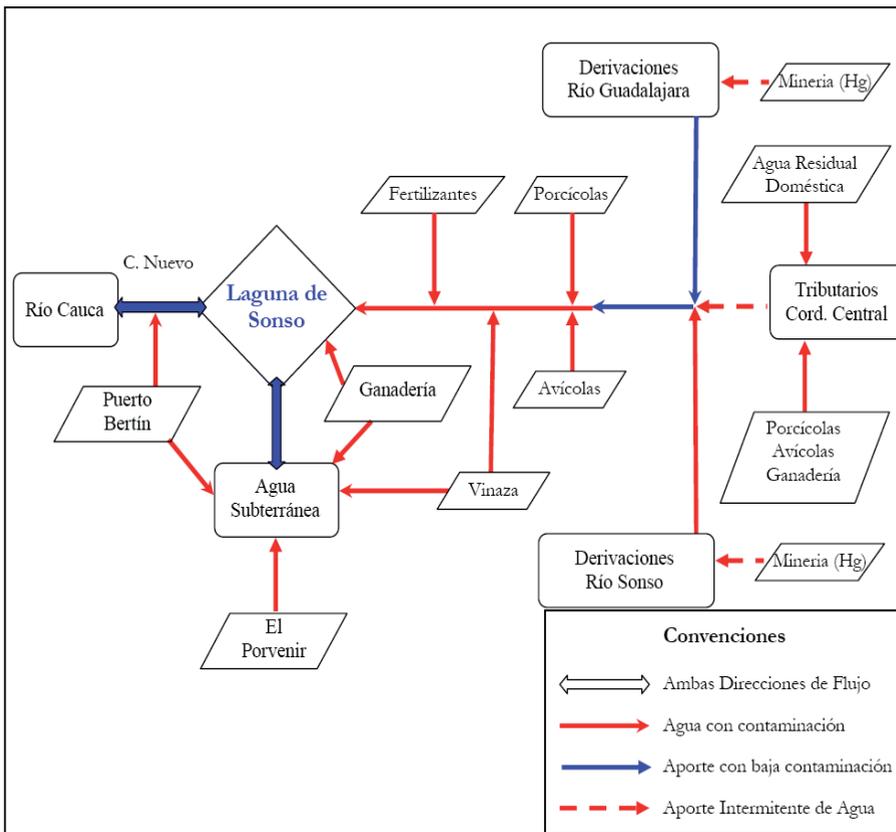


Figura 7.1 Modelo de las principales fuentes de entrada de contaminantes a la Laguna de Sonso (CVC-Asotoco, 2007)

Estudios realizados en la zona han demostrado que las principales vías industriales de entrada de metales pesados a través del río Cauca y demás tributarios a la laguna son el complejo industrial Yumbo-Cali-Palmira y las curtiembres ubicadas principalmente en el municipio de Cerrito (Gischler, 2005). Los residuos generados durante estas actividades migran a través de

dichos sistemas fluviales e ingresan a los sistemas lénticos como la Laguna de Sonso produciéndose, de acuerdo con las características propias de los humedales, su sedimentación o absorción en los tejidos de plantas y animales, llegando finalmente hasta las poblaciones humanas a través de la cadena alimenticia.

En la reserva natural Laguna de Sonso se han realizado numerosos estudios sobre la calidad de sus aguas y estado trófico, sedimentos, avifauna, plantas, mamíferos y otras especies (Álvarez-López, 1999). Algunos ejemplos de estos estudios son:

- Vías de migración de metales pesados (Cr, Hg y Pb) hacia la laguna y la interacción directa e indirecta de estos contaminantes, tanto con el ecosistema lagunar como con el río Cauca (Gischler, 2005).
- La aplicación de un proceso de evaluación ambiental estratégica, como herramienta necesaria para lograr un desarrollo sostenible en la Laguna de Sonso y una participación apropiada de todos los actores locales (Andersson & Azcárate, 2005).
- El control de la hormiga loca (*Paratrechina fulva*) con cebos tóxicos, con el fin de reducir la gran devastación generada por esta especie sobre la diversidad de fauna y flora (Chacón et al., 2000).
- La contaminación de las aguas de la laguna por residuos de insecticidas organofosforados generados por el uso excesivo de plaguicidas en la agricultura (Arana & Páez, 2005).

ESPECIES UTILIZADAS PARA EL BIOMONITOREO DE LA ACUMULACIÓN POR METALES PESADOS EN LA LAGUNA

Las especies indicadoras son aquellos organismos que ayudan a descifrar cualquier fenómeno o acontecimiento relacionado con el estudio de un ambiente. Es imposible estudiar todo tipo de organismos, por lo que se hace necesario seleccionar aquellos que ofrezcan la mejor información sobre el ecosistema. Las especies tienen requerimientos físicos, químicos, de estructura del hábitat y de relaciones con otras especies. Un buen biomonitor debe cumplir una serie de criterios y requerimientos generales como son: poseer una amplia distribución geográfica y ecológica (lo que permite la comparación de resultados); ser común y relativamente estático (para tener una referencia espacial clara); estar disponible todo el año o, si es posible, varios años (con el fin de seguir la evolución de la contaminación en el tiempo); poseer una talla o densidad suficiente (para poder disponer de biomasa mínima para los análisis) y ser un buen acumulador de tal forma que la concentración corporal sea lo suficientemente elevada para permitir su análisis directo (Bervoets, 1996). La Figura 7.2 ilustra diferentes especies utilizadas para biomonitoreo en la Laguna de Sonso.



(a)

Fuente: Enrique Peña Salamanca



(b)

Fuente: Jaime Ricardo Cantera K.



(c)

Fuente: Norberto Benítez y Angélica Varón



(d)

Fuente: Norberto Benítez y Angélica Varón



(e)

Fuente: Norberto Benítez y Angélica Varón



Fuente: Jaime Ricardo Cantera K.

Figura 7.2 *Especies biomonitoras: (a) Jacinto acuático o buchón de agua (*Eichornia crassipes*), (b) Caracol (*Pomacea* sp.) y sus huevos sobre buchón de agua, (c) Corroncho (*Pterygoplichthys undecimalis*), (d) Tilapia plateada o nilótica (*Oreochromis niloticus*), (e) Rana toro (*Lithobates catesbeianus*)*

DINÁMICA DE LOS METALES PESADOS

Los metales pesados son un grupo de elementos químicos que presentan una densidad relativamente alta y cierta toxicidad para el ser humano. Otros criterios empleados son el número atómico y el peso atómico. Además, el término siempre suele estar relacionado con la toxicidad que presentan, aunque en este caso también se emplea el término “elemento tóxico” o “metal tóxico”. Muchos de los metales que tienen una densidad alta no son necesariamente tóxicos y algunos son elementos esenciales en el ser humano, independientemente de que a determinadas concentraciones puedan ser tóxicos. Sin embargo, hay una serie de elementos que en alguna de sus formas pueden representar un serio problema medioambiental y es común referirse a ellos con el término genérico de “metales pesados”. Dentro del concepto de metales pesados pueden diferenciarse dos tipos:

- **Oligoelementos o micronutrientes:** Son aquellos requeridos en pequeñas cantidades, normalmente a nivel de trazas, por parte de los organismos para completar su ciclo vital. Sin embargo, estos se vuelven tóxicos al superar cierto valor límite. Son principalmente el As, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni; Se y Zn.
- **Metales pesados sin función biológica conocida:** Son aquellos cuya presencia en los organismos vivos conduce a disfunciones en su sistema biológico. Son altamente tóxicos y tienden a acumularse en los organismos. Básicamente se encuentran en ese grupo el Cd, Hg, Pb, Sb y Bi.

Los metales pesados forman parte de la corteza terrestre como constituyentes naturales y se distribuyen por la atmósfera, hidrósfera, litósfera y biósfera, a través de los ciclos biogeoquímicos, tal como se representa en la Figura 7.3. Estos ciclos surgen como resultado de distintas interacciones entre la materia y la energía. La radiación solar, los procesos cinéticos y el potencial químico son entre otros, algunas de las fuentes de energía que permiten la liberación y distribución de metales pesados (Pérez, 2005).

En los ecosistemas agrícolas, la mayoría de los elementos traza están incluidos en un ciclo biogeoquímico en el que los componentes básicos son el suelo y la planta. Por una parte, los metales pesados son transportados por el aire o bien se introducen en el ciclo a través de la corteza terrestre. Por otra parte, los metales se pierden a través de los tejidos de las plantas o por lixiviación y erosión (Adriano, 1990; ISO, 1995). La importancia de las diferentes vías de distribución de los distintos elementos varía significativamente dependiendo del elemento, especie vegetal, tipo de suelo y localización, así como de las prácticas agrícolas como de las industriales. De esta forma, con frecuencia se producen alteraciones en las ganancias y pérdidas de dichos elementos que modifican su ciclo, por lo que pueden encontrarse en proporciones deficientes o tóxicas (Pérez, 2005). En general,

el ciclo biogeoquímico de los metales pesados se ve alterado por la introducción antropogénica de grandes cantidades de estos contaminantes en los distintos ecosistemas.

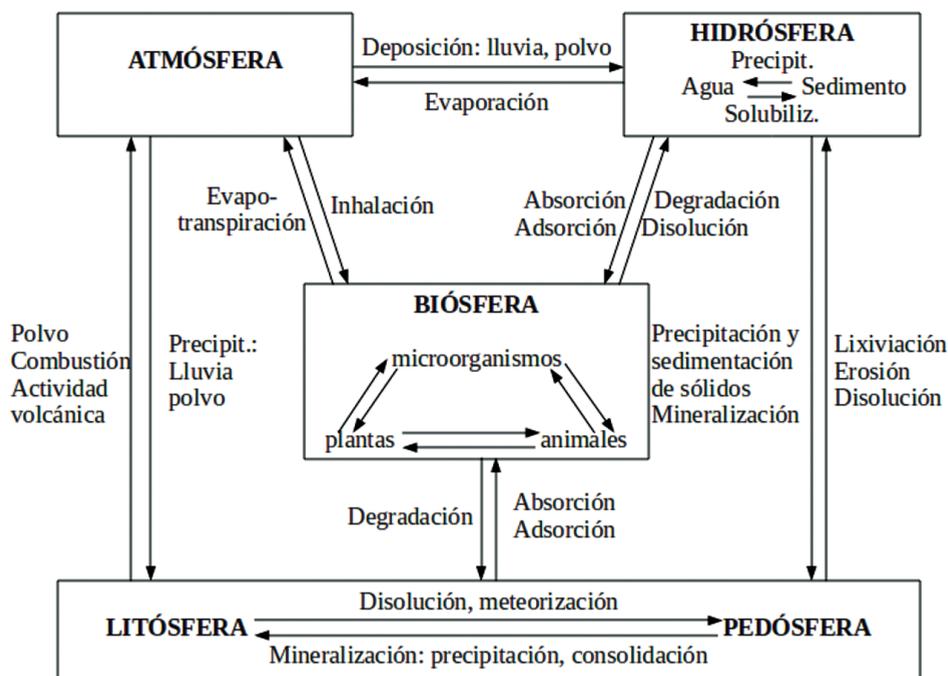


Figura 7.3 Ciclo biogeoquímico general de los metales pesados (Oliveres, 2003)

El grado de toxicidad de estos contaminantes no sólo depende del tipo de metal y de su concentración, sino que tiene una gran incidencia la forma química o física en que se encuentre, ya que esto regula su disponibilidad y por lo tanto su efecto tóxico (Sánchez, 2003; Kabata, 2000). En la actualidad debido a la cantidad de fuentes antropogénicas, la biodisponibilidad de los metales pesados se ha visto favorecida, acentuando la toxicidad asociada a este parámetro. Es importante tener en cuenta que no todos los metales pesados son tóxicos para los seres vivos, algunos de ellos son esenciales en dosis óptimas para el buen funcionamiento metabólico de los organismos y su ausencia produce efectos negativos. Estos metales que tienen algún tipo de función biológica en los organismos vivos presentan toxicidad sólo en dosis elevadas; por el contrario, los metales no esenciales pueden presentar alta toxicidad y ser muy perjudiciales aun a concentraciones muy bajas (Pérez, 2005).

Fuentes de metales pesados

Las fuentes de entrada de metales pesados al medio ambiente son múltiples, sin embargo se pueden clasificar en dos tipos: naturales o endógenas y antropogénicas o exógenas. Ejemplos de fuentes naturales o endógenas son las rocas, suelo y volcanes, que mediante procesos naturales como la meteorización, erosión, erupción y lluvia, incorporan dichos metales en los distintos ecosistemas a través de ciclos biogeoquímicos. Aunque en algunas ocasiones las concentraciones de metales pesados liberados de forma natural al ambiente pueden sobrepasar los límites de toxicidad (Sánchez, 2003).

Las fuentes antropogénicas o exógenas son generadas por la actividad humana, constituyen un verdadero riesgo medioambiental, generando alteraciones en sus ciclos biogeoquímicos y dando lugar a graves problemas de contaminación. La contaminación antropogénica por metales pesados tiene su origen principalmente en cuatro actividades como son: la industrial, minera, agropecuaria y urbana o doméstica. Incluso industrias no metálicas, como la alimenticia liberan grandes cantidades de metales en sus aguas residuales (Oliveres, 2003; Pérez, 2005). En la Tabla 7.1 se presentan algunas de las principales actividades industriales generadoras de contaminación por metales pesados.

La actividad minera ha sido durante siglos una fuente de entrada importante de metales pesados en los ecosistemas. Un total combinado de alrededor de 1.150 millones de toneladas de metales pesados como cromo, plomo, cadmio, mercurio entre otros, ha sido minado por el hombre desde la edad de piedra (Sheoran, 2006). Los drenajes ácidos de las minas continúan siendo un grave problema de aguas contaminadas en la industria minera alrededor del mundo. Cuando los minerales sulfurados están expuestos a la atmósfera, en presencia del poder oxidante del agua, el sulfuro produce ácido sulfúrico y libera metales pesados y otros contaminantes al drenaje. Los drenajes mineros con frecuencia se caracterizan por los bajos valores de pH en sus aguas, con elevadas concentraciones de hierro, sulfatos y metales pesados de composición variable dependiendo del tipo de depósito mineral tratado. En términos de daño medioambiental, la carga metálica presente en los desechos mineros es de mayor preocupación que la acidez misma con que estos se producen (Sheoran, 2006).

Tabla 7.1 Principales industrias generadoras de metales pesados

Tipo de industria	Metales generados
Acumuladores y baterías eléctricas	As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb
Cementos	Cr
Chapados metálicos	Cr
Chatarrerías	Cd, Cu, Cr, Pb, Ni

Sigue>>>>

Tabla 7.1 (Cont.)

Curtido de pieles	As, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn
Eléctrica y electrónica	Cd, Cu, Cr Ni, Pb, Zn
Farmacéutica	As, Cu, Cr, Zn
Fertilizantes	As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn
Fotografía	Cd, Cu, Cr, Pb
Fundiciones y acerías	As, Cd, Cu, Cr, Mo, Ni, Pb, Zn
Grano y piensos	Hg
Galvanizado y electrochapado	As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn
Gasolineras	Pb
Imprenta y artes gráficas	Cu, Cr, Hg, Ni, Pb
Municiones y explosivos	Cu, Cr, Pb
Plásticos	Cd, Cr, Pb, Sb, Zn
Papeleras	Cu, Cr, Ni, Pb, Zn
Pinturas, lacados y tintas	As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn
Pesticidas	As, Cu, Cr, Hg, Pb, Zn
Química y petroquímica	As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Zn
Talleres y garajes	Cd, Hg
Textiles e impregnación	Cd, Cu, Cr, Ni, Sb, Zn
Vitrocerámica	Cd, Ni, Pb

En la agricultura, los metales liberados sobre los cultivos mediante la fertilización y fumigación no sólo son introducidos en las cadenas tróficas a través de la alimentación, sino también mediante el riego y procesos naturales como la lluvia y el viento, que arrastran dichos contaminantes hasta los ecosistemas acuáticos generalizando las problemáticas causadas por estos. En la ganadería y avicultura las concentraciones de metales presentes en los desechos producidos son variables dependiendo del tipo de animal, la edad y la disposición de los residuos, aunque generalmente dichas concentraciones suelen ser altas debido al gran contenido de metales incluido en la dieta de los animales (Oliveres, 2003). La Tabla 7.2 muestra las concentraciones de los metales pesados que se tuvieron en cuenta en este estudio, determinadas en desechos de animales.

**Tabla 7.2 Concentración de metales pesados (mg/Kg)
en desechos de animales**

Tipo de animal	Cromo	Mercurio	Plomo
Ganado vacuno	20 -30	0,03 -0,05	2,1 - 3,3
Ganado porcino	14	-----	168
Aves de corral	5 -10	0,04 -0,06	2,1 - 90

Los vertidos domésticos constituyen igualmente, una fuente importante de deposición de metales pesados sobre los cursos fluviales. Dichos vertidos contienen una amplia variedad de metales provenientes de las excreciones humanas, restos de alimentos y procesos de lavado, que son descargados sobre los sistemas acuáticos sin ningún tratamiento previo. Adicional a esto, los depósitos de desechos sólidos urbanos, además de los gases liberados durante los procesos de descomposición que contienen partículas que pueden ser precipitadas por el agua de lluvia, también generan una gran cantidad de lixiviados con altos contenidos de metales disueltos, que se filtran a través del suelo y llegan finalmente a contaminar los sistemas de agua subterránea y superficial.

Por otro lado, las emanaciones gaseosas tanto de automóviles como de los sistemas de calefacción liberan al medio ambiente cantidades considerables de metales. Estos contaminantes llegan a los medios acuáticos, tanto por la precipitación directa de material particulado mediante las lluvias, o indirectamente por la escorrentía superficial de las aguas, después de haberse presentado lluvias en las zonas donde previamente se han depositados los metales (Oliveres, 2003).

Existen tres conceptos de vital importancia dentro de los estudios de contaminación ambiental. La biodisponibilidad, definida como la fracción del metal que puede interactuar con un organismo biológico y ser incorporado a su estructura, teniendo un efecto negativo o positivo. La movilidad se refiere a la velocidad con que un contaminante se distribuye en un medio y viene determinada por la transferencia de una sustancia de un medio ambiental a otro (Fostner, 1998; Vangronsveld & Cunningham, 1998). Existen, entonces, una serie de factores en común que rigen tanto la movilidad y biodisponibilidad de los metales en los ecosistemas, como su capacidad tóxica. Por otro lado, la persistencia se asocia a la capacidad de los metales para permanecer inalterables en cuanto a su estado fisicoquímico y composición a lo largo del tiempo, generalmente se expresa en forma de tiempo de vida media, el tiempo que tarda en transformarse la mitad de la masa de un compuesto en otro diferente mediante cualquier proceso de degradación (Pérez, 2005). Estas características regulan el periodo de actividad de las sustancias y por lo tanto, son una medida de la peligrosidad de los contaminantes.

El comportamiento de los metales pesados en los distintos ecosistemas se ve afectado por factores biológicos, o bióticos, que intervienen en procesos como la solubilización e insolubilización de elementos inorgánicos, alteración de minerales y formación de depósitos. La forma química de un metal en un ambiente determinado puede deberse a la acción ejercida sobre ellos por determinados organismos. La actividad metabólica de los microorganismos juega un papel importante en la movilidad de los elementos tóxicos en el medio ambiente. Debido a la acción de algunas cepas bacterianas u organismos bentónicos detritívoros, algunas especies metálicas, más o

menos móviles, pueden aparecer en el medio, y ser tóxicas y bioasimilables para la biota de niveles tróficos superiores (Oliveres, 2003).

Los factores abióticos a su vez se dividen en dos subgrupos: factores inherentes al metal y factores fisicoquímicos del ambiente. Los factores inherentes al metal comprenden características como son su naturaleza, abundancia en el medio, estado molecular y tiempo de permanencia en el sistema. Dichos factores, correspondientes a propiedades físicas y químicas del metal, son las que regulan en gran medida su reactividad y por ende su comportamiento dentro de un ecosistema dado. Sin embargo, estas propiedades pueden ser alteradas dependiendo de los factores fisicoquímicos del ambiente. En fase acuosa, un aspecto como la forma química del metal determina la disponibilidad biológica y la reactividad química frente a otros componentes del medio. Así mismo, las distintas especies químicas presentan diferentes grados de bioasimilación y toxicidad (Oliveres, 2003).

Los factores fisicoquímicos ambientales corresponden a características del medio en que se encuentran los metales y presentan gran variabilidad. Algunos de ellos son: el pH, potencial REDOX, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, temperatura, entre otros. Los compuestos orgánicos juegan un papel importante en la transformación de los metales pesados. Por ejemplo, en los sedimentos de algunos ríos o lagos, los metales pesados enlazados a la materia orgánica generalmente constituyen la mayor fracción. Adicionalmente, la solubilidad de las materias orgánicas determina de forma directa la movilidad de los metales pesados. Normalmente, la complejación de iones metálicos con los compuestos orgánicos insolubles puede bajar fuertemente su movilidad, mientras que la formación de complejos metálicos solubles con compuestos orgánicos disueltos la refuerza. Sin embargo, en ríos severamente contaminados, debido a la complejidad de la materia orgánica, los tipos de reacción entre los metales y complejos orgánicos son difíciles de predecir. Generalmente, bajo las distintas condiciones del medio, los procesos de precipitación, coprecipitación y floculación juegan el papel más importante en la fijación de metales pesados (Peng et al., 2009).

Bioacumulación de metales pesados

Los metales pesados pueden ser bioacumulados de diversas formas y permanecer en los organismos por largos periodos, situación diferente a la que se presenta en el caso de contaminación por compuestos orgánicos, los cuales son siempre y de alguna forma, biodegradables (Castaño, 1998). La bioacumulación tiene como resultado que un organismo o sus tejidos presentan concentraciones de especies químicas superiores a las del medio ambiente donde se desarrolla (Lozano, 2005). La bioacumulación de metales pesados en los organismos ocurre cuando las proporciones de captación de metal exceden las tasas de depuración. Es decir, que los procesos de

bioacumulación y su alta toxicidad son causados, frecuentemente, por la imposibilidad del organismo afectado de mantener los niveles necesarios de excreción (Navarro et al., 2007).

Otro proceso importante en la contaminación por parte de los metales pesados es su biomagnificación o disposición a concentrarse en niveles tróficos sucesivos (Méndez, 2003; Matson, 2006). El proceso de bioacumulación de los metales pesados se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. A este proceso se le denomina biomagnificación; es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente en los niveles superiores de la cadena trófica (Navarro et al., 2007).

Los metales pesados presentes en los sistemas acuáticos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales. La dinámica de los metales pesados en este tipo de ecosistemas puede clasificarse resumidamente en cuatro vías (Navarro et al., 2007):

- Movilización a otros cuerpos de aguas superficiales o subterráneos.
- Transferencia a la atmósfera por volatilización.
- Absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas.
- Retención en el sedimento por procesos de adsorción, complejación y precipitación.

Bajo ciertas condiciones ambientales, más del 99% de los metales pesados que entran en un medio acuático pueden depositarse sobre los sedimentos en distintas formas (Peng et al., 2009). Las concentraciones de metales pesados en los sedimentos pueden exceder las concentraciones en agua de 3 a 5 órdenes de magnitud. Sin embargo, la fácil resolubilización de estas sustancias, dada por cambios en las condiciones del medio, convierte al sedimento en un portador y fuente potencial de metales pesados en el ambiente acuático (Burger et al., 2002; Thomas et al., 1987; Peng et al., 2009).

Además de la composición mineralógica, otro factor importante que influye sobre las concentraciones de metales pesados presentes en el sedimento, es su textura o granulometría. Generalmente, los metales se asocian a las partículas pequeñas del sedimento, lo que se atribuye a la elevada área superficial en relación con el volumen de estas últimas, que les permite retener elevadas concentraciones de metales en sus capas superficiales mediante procesos de adsorción, co-precipitación y complejación.

La contribución antropogénica a la contaminación de los sistemas acuáticos, tanto en la columna de agua como en los sedimentos, constituye un potencial riesgo ecotoxicológico. Los metales en sus formas solubles en agua pueden ser persistentes y mantener sus propiedades físicas y químicas mientras son transportados y distribuidos a través del medio acuático. Estos

contaminantes no degradables pueden acumularse en diferentes compartimientos o sufrir transformaciones, dando lugar a compuestos con mayor o menor biodisponibilidad (Vargas et al., 2001).

Los niveles de transferencia de metales pesados a la biota acuática dependen, además de los factores bióticos y abióticos del medio, de importantes características propias de cada organismo como la especie, edad, peso, talla, sexo, dieta, estatus fisiológico, entre otras (Notten et al., 2005; Ortega et al., 2002). Los efectos de estos contaminantes sobre la vida acuática se pueden manifestar en una variada gama de consecuencias como afecciones en el crecimiento, morfología, comportamiento, reproducción y reclutamiento; así como en procesos fisiológicos relacionados a las características de la sangre y circulación, deterioro en el sistema renal, hepático o neuronal, depresión o aceleración de la actividad enzimática y hormonal; además, de efectos carcinogénicos y mutagénicos, propensión al parasitismo, e incluso daños letales a los organismos (Mercado, 2004; Calcina, 2006).

En los peces, las branquias, la piel y el tracto digestivo son sitios potenciales de absorción de químicos residentes en el agua. Los contaminantes acumulados son, entonces, el resultado de la deficiencia en los procesos de eliminación, tanto de excreción como biotransformación. La biotransformación, a través de la metabolización de una gran variedad de químicos, es una ruta importante de eliminación en los organismos acuáticos (Burger et al., 2002).

En resumen, las vías de incorporación de los metales pesados a los organismos acuáticos son, principalmente, las siguientes:

- Cationes metálicos libres que son absorbidos a través de los órganos respiratorios externos de animales, los cuales pasan directamente a la sangre.
- Cationes metálicos libres que son adsorbidos por el cuerpo y luego pasivamente difundidos al torrente sanguíneo.
- Metales que son adquiridos durante la ingesta de organismos contaminados.
- Metales que son absorbidos directamente o asimilados por medio de microorganismos vía radical en plantas.

MOVILIDAD Y BIODISPONIBILIDAD DE LOS METALES PESADOS EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Los mecanismos mediante los cuales se define la movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados en el medio acuático son las reacciones de sorción/desorción, precipitación/disolución, complejación/disociación, oxidación/reducción, ácido/base y metabólicas (He et al., 2005; Restrepo, 2005) (Figura 7.4). A continuación se describen los aspectos más relevantes de algunos de estos procesos.

- Sorción-Desorción: los mecanismos de sorción implican el traspaso de

un ión metálico de una fase acuosa a una sólida contigua; consiste en tres procesos importantes: adsorción, precipitación y fijación.

- Precipitación-Disolución: es un importante proceso que controla la solubilidad de metales pesados en ambientes con pH cercano a 7,0. La formación de precipitados insolubles de metales pesados es uno de los tantos factores que limitan la biodisponibilidad de los metales pesados en muchos ecosistemas acuáticos.
- La complejación o quelación es un proceso mediante el cual los metales pesados forman complejos estables con ligandos orgánicos e inorgánicos. La quelación aumenta la disolución y biodisponibilidad de los metales pesados (He et al., 2005).

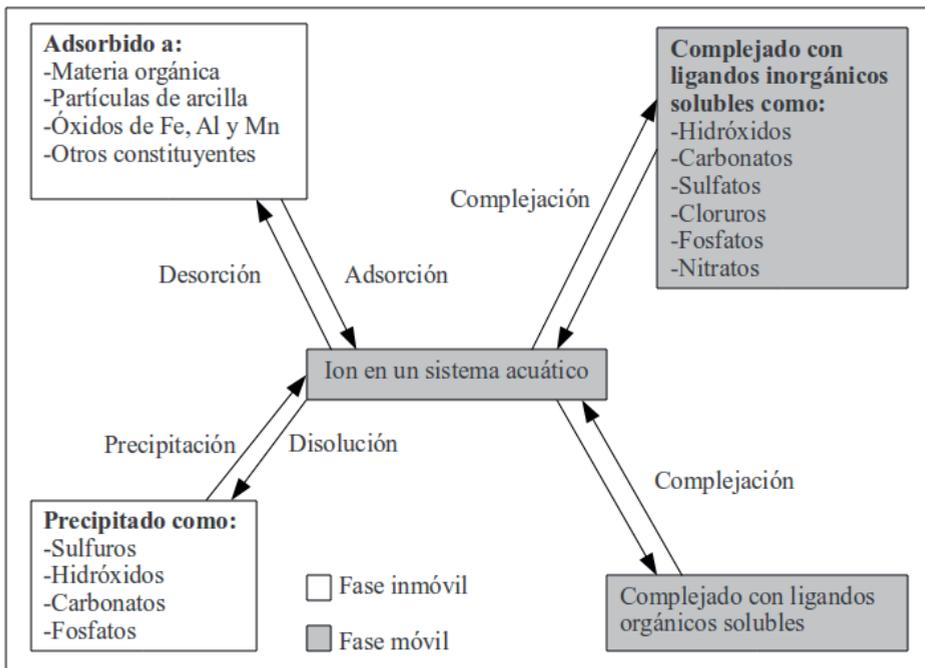


Figura 7.4 Diagrama de movilidad de los metales pesados en el medio acuático (Sánchez, 2003)

CARACTERÍSTICAS DE LOS METALES PESADOS

Cromo

El cromo es un metal pesado de la primera serie de transición. Existen cuatro isótopos naturales de este elemento ^{50}Cr (4,3%), ^{52}Cr (83,8%), ^{53}Cr (9,6%), ^{54}Cr (2,4%) y siete isótopos inestables producidos mediante reacciones radioquímicas. El cromo puede existir en un rango de estados de oxidación de -2 a +6, pero es más frecuente encontrarlo en el medio

ambiente en los estados de oxidación trivalente (+3) y hexavalente (+6). Estas últimas formas son las más importantes ya que las formas +2, +4 y +5 son inestables y se convierten rápidamente a la forma +3, que a la vez es oxidada a la forma +6 (Eisler, 1986). Los únicos compuestos de cromo de importancia biológica e industrial son los derivados de los estados +3 y +6; al primer grupo pertenecen el óxido crómico (Cr_2O_3) y las sales crómicas como el cloruro crómico (CrCl_3) o el anión cromito $[\text{Cr}(\text{OH})_4]^-$; al segundo grupo pertenecen el trióxido de cromo (CrO_3), los cromatos (CrO_4)⁻² y los dicromatos (Cr_2O_7)⁻² (Lenntech, 2009).

El cromo se encuentra en todas las fases del ambiente incluyendo aire, agua y suelo (Shanker et al., 2005, Kotas y Stasicka 2000). La Figura 7.5 muestra la dinámica del cromo en el medio ambiente y la Tabla 7.3 muestra los porcentajes de contribución de fuentes naturales y antropogénicas al ciclo de este elemento. En los ambientes tanto de agua dulce como marinos, la hidrólisis y precipitación son los procesos más predominantes que determinan el destino y efectos del cromo, mientras que la adsorción y bioacumulación son relativamente menores. Las dos formas, Cr^{+3} y Cr^{+6} , pueden existir en el agua con bajos contenidos de materia orgánica; en agua de mar, usualmente, el Cr^{+6} es la especie mayoritaria. Bajo condiciones aerobias el Cr^{+6} es la especie de cromo disuelta más estable, que predomina en los sistemas acuáticos. Esta forma de cromo existe como un componente de un anión complejo que varía con el pH y puede tomar la forma de cromato (CrO_4)⁻², hidrocromato (HCrO_4)⁻¹ o dicromato (Cr_2O_7)⁻² (Morón: Estructurplan Consultora S. A., 2002). Al pH de las aguas naturales el ion predominante es el cromato. Estas formas iónicas de cromo hexavalente son muy solubles en agua y, por ende, muy móviles en el medio acuático.

Tabla 7.3 Porcentajes de contribución de fuentes naturales y antropogénicas al ciclo ambiental del cromo

Emisiones volcánicas	<1%
Ciclos biológicos	30%
- Absorción por las plantas	15%
- Intemperización de las rocas	15%
Emisiones de fuentes antropogénicas	70%
- Producción minero-metalúrgica	3%
- Diversos usos	60%
- Procesos de combustión	7%

En general, los efluentes industriales que contienen cromo se incorporan a las aguas y, eventualmente, llegan al océano. La forma química dependerá de la presencia de materia orgánica en las aguas, pues si hay grandes cantidades de ésta, el cromo (VI) se reducirá a cromo (III), el cual se podrá ab-

sorber en las partículas o formar complejos insolubles. Estos pueden permanecer en suspensión cerca del sitio de entrada al ambiente, ser transportados al océano o precipitar y ser incorporados a los sedimentos (Albert, 2008).

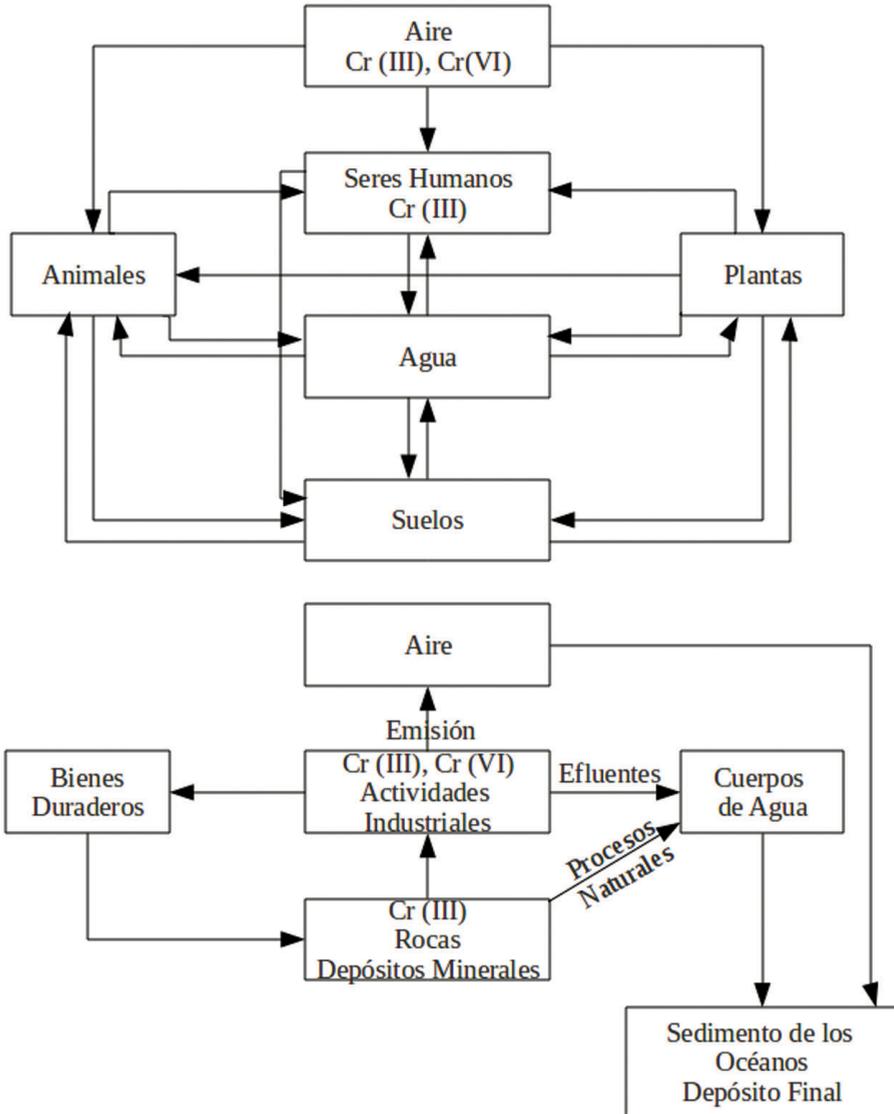


Figura 7.5 Ciclo biogeoquímico global del cromo en el medio ambiente (Albert, 2008)

Existe un sinnúmero de operaciones industriales que se encargan de liberar cromo al medio ambiente, entre ellas se cuenta la producción de aleaciones, materiales refractarios, productos químicos, tintes y pigmentos,

textiles, papel, fungicidas, galvanizado, refinado de petróleo, curtido de pieles, minería, preservación de madera, inhibición de corrosión en plantas de poder convencionales y nucleares, entre otras (Elangovan et al., 2008).

El cromo en los materiales biológicos usualmente se encuentra en la forma +3, la cual funciona como un elemento esencial en algunos organismos porque mantiene la eficiencia en el metabolismo de la glucosa, lípidos y proteínas. Su deficiencia puede desencadenar la intolerancia a la glucosa y contribuir a enfermedades del corazón. Por el contrario, su exceso, puede causar una síntesis anormal del material genético en las células, al producir uniones entre ácidos nucleicos (Pérez, 2005). En general, la toxicidad del cromo trivalente es baja porque su capacidad de permear membranas es pobre y no es corrosivo; además, tiene poca tendencia a biomagnificarse en la cadena alimenticia en la forma inorgánica. Por su parte, el cromo hexavalente es más tóxico que el cromo trivalente porque su potencial de oxidación es alto y fácilmente penetra las membranas biológicas. Aunque la absorción de cromo (VI) es más rápida, una vez en los organismos, este se reduce a la forma trivalente que es más estable, por lo cual es la que predomina (Eisler, 1986).

El cromo es un elemento tóxico, no esencial para las plantas; por ello, estas no poseen mecanismos específicos para su captación. Por lo tanto la captación de este metal pesado se hace a través de las rutas empleadas para la asimilación de metales esenciales para el metabolismo de las plantas (Allinson et al., 2002). El cromo induce cambios en los modelos de crecimiento y desarrollo de las plantas y daños a nivel fisiológico. Uno de los efectos más notorios de la toxicidad de este metal en las plantas es la alteración de los procesos fotosintéticos, ya que afecta la fijación de CO_2 , el transporte electrónico, la fotofosforilación y la actividad enzimática (Shanker et al., 2005). La Tabla 7.4 resume todos los efectos negativos de este contaminante en los tejidos vegetales.

En los animales, las altas concentraciones de cromo (VI) se asocian con actividad enzimática anormal, modificaciones químicas de la sangre, baja resistencia a organismos patógenos, modificaciones de conducta, trastornos alimenticios, histopatología, desequilibrio osmo-regulatorio, alteración en la estructura poblacional e índices de diversidad de especie. En invertebrados, el cromo hexavalente se asocia con efectos adversos sobre organismos de taxón muy diferente, como reducción en su tiempo de vida y fecundidad. En mamíferos los efectos producidos por intoxicación con cromo son principalmente: alteración en la composición química de la sangre que conlleva cambios morfológicos en órganos como hígado y riñón, problemas respiratorios, lesiones cutáneas, sarcomas y carcinomas (Eisler, 1986).

Tabla 7.4 Efectos del cromo sobre el crecimiento, desarrollo y funciones fisiológicas de las plantas

Proceso	Efecto
Germinación	Reducción en el porcentaje de germinación y crecimiento de los brotes.
Raíces	Disminución en la longitud de la raíz y peso seco. Incremento del diámetro de la raíz y vellos radicales, variaciones proporcionales en las capas de tejidos corticales y medulares.
Tallos	Reducción en la altura de las plantas.
Hojas	Reducción en el número, área y biomasa. Resequedad de las puntas, clorosis, necrosis y efectos negativos en su mesoestructura.
Fotosíntesis	Inhibición del transporte electrónico, inactivación enzimática del ciclo de Calvin, reducción en la fijación de CO ₂ , desorganización de cloroplastos.
Relación de agua	Disminución del potencial de agua, incremento en los niveles de transpiración, reducción de la resistencia a la difusión, marchitez, reducción del diámetro de los vasos traqueales.
Nutrición mineral	Captación de N, P, K, Fe, Mg, Mn, Mo, Zn, Cu, Ca y B afectada.
Enzimas y otros nutrientes	Inhibición de enzimas de asimilación, incremento de la actividad de ROS, cambios en la glutatona, producción nula de fitoquelantes.

En los peces, la exposición al cromo hexavalente exhibe marcados cambios degenerativos en la histología de los tejidos branquial, renal y hepático. En las branquias se puede generar hiperplasia y levantamiento epitelial, necrosis descamación y aneurisma. Debido a que este órgano es crítico para las funciones respiratorias y de osmo-regulación en el pez, las lesiones provocadas sobre sus tejidos pueden reducir el consumo de oxígeno y afectar los procesos osmo-regulatorios. Por su parte, el riñón que recibe la mayor parte de la sangre postbranquial, puede sufrir hipertrofia en células epiteliales y túbulos renales, reducción de espacios tubulares y contracción del glomérulo con expansión de las cápsulas de Bowman. Por último, en el hígado, el órgano vital de desintoxicación, las alteraciones son asociadas frecuentemente con condición necrótica degenerativa. Algunos de los cambios inducidos por el cromo en los hepatocitos del hígado son vacuolización, necrosis y condensación nuclear (Mishra & Mohanty, 2008; Eisler, 1986).

Mercurio

El mercurio es un elemento constitutivo de la tierra, representa el 8,5 x 10⁻⁶⁰% en peso de la corteza. Raramente se encuentra libre en la naturaleza,

en pequeñas gotas junto al cinabrio (HgS) su principal mineral, o junto a otros de menor abundancia como la livinstonita ($\text{HgS} \cdot 2\text{Sb}_2\text{S}_3$), el calome-lano (HgCl_2), coloradoita (HgTe) y tiemannita (HgSe). Es un metal líquido a temperatura ambiente. Es insoluble en agua y soluble en ácido nítrico. Cuando aumenta su temperatura produce vapores tóxicos y corrosivos, más pesados que el aire (Orozco, 2004).

Cuenta con siete isótopos naturales y veintisiete inestables, cuyas vidas medias oscilan entre los 0,2 segundos y los 444 años (Al-químicos, 2007). Existe en la naturaleza en tres estados de oxidación Hg^0 (metálico), Hg_2^{+2} (mercurioso) y Hg^{+2} (mercúrico). Los estados mercurioso y mercúrico pueden formar numerosos compuestos químicos tanto orgánicos como inorgánicos. Dentro de las fuentes naturales del metal se destacan el vulcanismo, la desgasificación de la corteza terrestre, emisiones oceánicas, la erosión y la disolución de los minerales de las rocas, debido a la penetración del agua a través de éstas por tiempo prolongado (Ramos et al., 2000; Álvarez et al., 2006; Zahir et al., 2005). La Figura 7.6 muestra, el ciclo del mercurio en el medio ambiente.

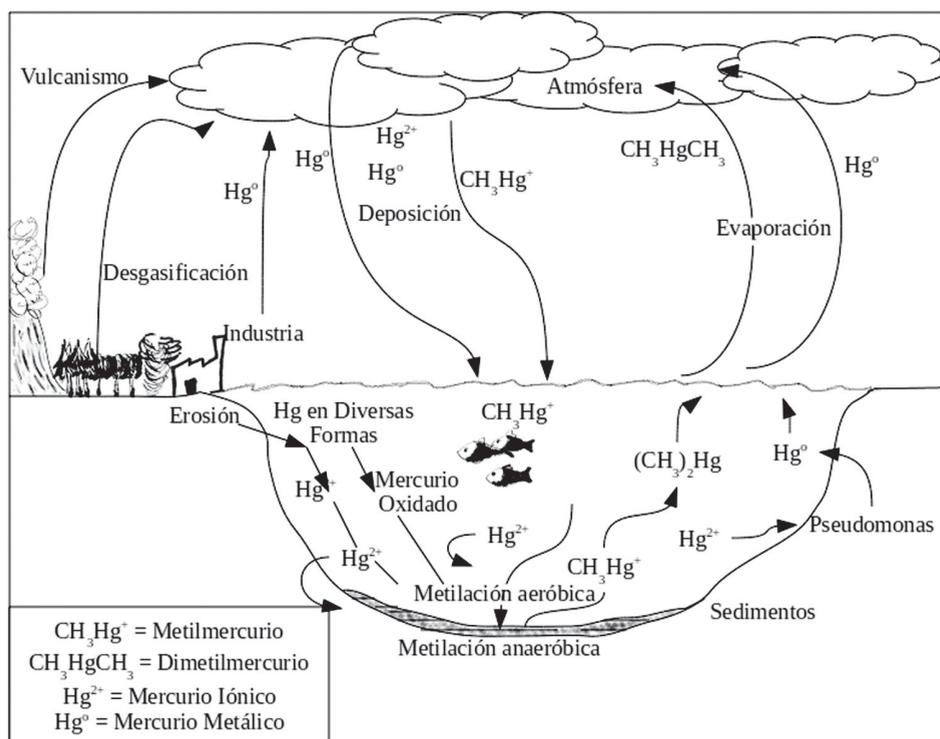


Figura 7.6 Ciclo biogeoquímico global del mercurio en el medio ambiente (Figuerola, 2006)

El mercurio es un contaminante que puede llegar en cantidades apreciables a las regiones agrícolas a través de fertilizantes, cal y abonos. Sin embargo, la fuente más importante de contaminación del suelo agrícola es el uso de fungicidas mercuriales orgánicos como prevención de enfermedades fúngicas en las semillas. El mercurio depositado en estos suelos contaminados sufre procesos de liberación hacia los ríos, lagos y otras fuentes de agua (Marrugo, 2007; Rodríguez, 2003). Dichos procesos se están viendo incrementados como consecuencia del calentamiento global (Álvarez et al., 2006). El mercurio presente en los suelos sufre el mismo tipo de reacciones que tienen lugar en los sedimentos de los sistemas acuáticos. El metal que se acumula en el suelo es degradado por microorganismos (biometilación) o se oxida formando Hg^{2+} . El tiempo de residencia en la atmósfera del vapor de mercurio es de hasta 3 años mientras que el de las formas solubles es solamente de unas pocas semanas (Mendoza, 2008).

El mercurio, puede permanecer durante mucho tiempo en los sedimentos y suelos. Este hecho permite que el metal continúe siendo emitido desde estos depósitos a las aguas superficiales y a la atmósfera durante largos periodos de tiempo, posiblemente durante cientos de años. Por otro lado, el mercurio una vez depositado en los medios acuáticos en sus distintos estados físicos y químicos, incluso en su forma metálica, se puede ionizar, oxidar o transformar en Hg^{2+} en presencia de oxígeno (Birungi et al., 2007). Una vez ionizado, el mercurio forma una gran variedad de compuestos, así el Hg^{+2} se reduce nuevamente para dar mercurio metálico, mediante la acción de bacterias del género pseudomonas. Otra de las transformaciones que sufre el Hg^{+2} en el medio acuático es la conversión en metilmercurio ($\text{CH}_3\text{Hg}^{+1}$) y dimetilmercurio ($\text{CH}_3\text{-Hg-CH}_3$). La metilación del mercurio puede ocurrir tanto por vía anaerobia como aerobia (Figueroa, 2008). Cuando el metilmercurio está libre en el agua, atraviesa las membranas biológicas con facilidad, por lo que se incorpora rápidamente a las cadenas tróficas acuáticas y, a través de estas, al hombre mediante la alimentación.

En los organismos acuáticos la concentración depende de la edad del espécimen y de su posición en la cadena alimenticia. Se suele encontrar en las branquias y aparatos digestivos aunque posteriormente se metaboliza y se acumula en el hígado y finalmente en las partes musculares (Mendoza, 2008). Es frecuente que se observe la muerte de peces en ríos o lagos ante un vertido de cierta importancia. Cuando se produce esto, la muerte tendrá lugar por un fallo renal en los peces, 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 (metilmercurio) por afección del sistema nervioso (Cousillas, 2008).

Debido a la amplia utilización del plomo, que tienen lugar en un sinnúmero de actividades industriales y sobretodo en los combustibles fósiles, un ciclo no natural de este metal ocurre en el medio ambiente. Por ejemplo, en los motores de los automóviles, el plomo es quemado y liberado en forma de óxidos o sales tales como cloruros y bromuros. Estos compuestos de plomo entran en el ambiente en forma de partículas, a través de los tubos de escape de los coches. Las partículas grandes precipitarán rápidamente en el suelo o en la superficie de las aguas, mientras que las pequeñas viajarán largas distancias a través del aire, antes de precipitarse sobre la vegetación, los suelos y los cuerpos de agua de lugares lejanos a la ubicación de la fuente de contaminación, incorporándose de esta manera en las cadenas alimenticias de los distintos ecosistemas (Wright, 2003). Para la mayoría de las ciudades, el promedio anual de plomo en el aire es de 1 a 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para zonas rurales es de 0,1 a 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y en lugares remotos es menor a 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Harte et al., 1991; Ramos et al., 1994; Badillo, 2006).

El contenido de plomo en aguas no contaminadas varía entre 1 y 10 $\mu\text{g}/\text{L}$. En la actualidad, la mayor parte del plomo que encuentra en las aguas provienen de las emisiones de los vehículos automotores, éstas llegan a la atmósfera y, de ahí, se precipitan a los cuerpos acuáticos. En los sistemas acuáticos el Pb suele depositarse en los sedimentos como sulfuro, carbonatos, sulfatos, fosfatos e hidróxidos, debido a la baja solubilidad de estos compuestos (Oyarzun & Higuera, 2009; Bradl, 2004; Lujan, 2007; Uniplom, 2004).

Las plantas que crecen en suelos contaminados con plomo tienden a concentrarlo en su sistema radicular. Aunque también se encuentra en menores proporciones en los tejidos aéreos, en este caso la principal fuente de contaminación no es el suelo sino la atmósfera, de la cual se precipitan partículas que contienen el metal depositándose sobre estos tejidos. En muchas ocasiones, esta deposición de polvos metálicos sobre las plantas es la causa de la disminución del crecimiento de las mismas, debido a la reducción de la captación de energía solar necesaria para los procesos fotosintéticos. Así mismo, interfieren en el intercambio gaseoso de las plantas por bloqueo de los poros de los estomas (Parker et al., 1983; Wadge, 1999; Gunnar, 2000; Ramírez, 1993, 2005; Cousillas, 2008).

NIVELES DE METALES PESADOS EN LA LAGUNA DE SONSO

Niveles de metales en sedimentos

En el ecosistema lagunar se ha observado que las concentraciones de cromo, plomo y mercurio en los sedimentos presentan las mayores concentraciones hacia la parte centro sur de la laguna, lo cual es una consecuencia clara del represamiento que se da en esta zona. Esto puede ser en gran parte, por la pérdida de la conexión que existió años atrás entre ésta y algunos de

los ríos que la rodean, ocasionando una disminución en la circulación de sus aguas y la capacidad de la corriente para generar arrastre y lavados, lo cual no ocurre en la zona norte, ya que ésta se encuentra unida con el río Cauca a través del canal nuevo, lo que permite el intercambio directo entre sus aguas.

Si se observa la variación de las concentraciones promedio de cromo, plomo y mercurio en los sedimentos de la laguna con respecto al tiempo (Figura 7.8), no se identifican tendencias muy marcadas entre las épocas seca (diciembre-febrero; junio-agosto) y lluviosa (marzo-mayo; septiembre-noviembre) características de la zona. Este comportamiento tiene lugar porque el funcionamiento de la laguna es muy variable debido a la influencia directa del régimen hidrológico del río Cauca, el cual es muy irregular. También se debe a que en la época en la cual se llevaron a cabo cuatro de los seis muestreos del trabajo en el año 2007, estuvo influenciado durante el primer semestre por el fenómeno del niño, que se venía dando en la región desde el año 2006, y durante el segundo semestre por el fenómeno de la niña (IDEAM, 2010), lo que generó un cambio total en el régimen de lluvias típico del área de estudio. Cabe destacar también, que aunque en época de invierno el río Cauca aporta caudal a la laguna, con lo cual se esperaría una dilución en las concentraciones de los metales, así mismo aporta una gran cantidad de material particulado y sedimentos que, como consecuencia de las corrientes lentas dentro de ésta, se precipitan contribuyendo al aumento de la contaminación.

Las concentraciones de metales encontradas dentro del área lagunar varían entre 26,9-65,9 mg/Kg para Cr; 9,79-24,3 mg/Kg para Pb y 0,113-0,287 mg/Kg para Hg. De acuerdo con la Tabla 7.5 (CVC-Asoyotoco, 2007), los sedimentos de la Laguna de Sonso, aunque presentan niveles permitidos de plomo y mercurio, se encuentran moderadamente contaminados con cromo, como efecto de los residuos generados por las actividades industriales, agrícolas y mineras que tienen lugar en las zonas próximas al área de estudio. En el 2005 Gischler estudió las vías de migración de metales pesados hacia la Laguna de Sonso por el río Cauca, encontrando como focos de contaminación el complejo industrial Yumbo-Cali-Palmira y las curtiembres del municipio de Cerrito, siendo ese último uno de los mayores contribuyentes de contaminación por cromo al río Cauca, con un aporte de 5.000 mg/Kg de metal en sedimento.

En lo que respecta al mercurio, aunque los niveles encontrados en la laguna no superan los límites adoptados por la CVC, si sobrepasan el nivel de “umbral de no efectos sobre el ambiente para sedimentos en aguas continentales”, establecido por el Environment Canada (1997), de 0,174 ppm. Esto indica que la zona centro sur de la laguna, donde se encuentran concentraciones de 0,228 y 0,287 mg/Kg, se encuentra moderadamente contaminada por mercurio, lo que implica un riesgo para el ecosistema acuático debido

a la alta toxicidad de este metal. Los aportes de este metal a la Laguna de Sonso son debidos principalmente a la actividad minera, en la cual el metal es empleado para la extracción de oro, que se lleva a cabo en las cuencas de los ríos Guabas y Guadalajara, ya que en estos ríos se realizan derivaciones que llegan a la cuenca de captación de la laguna.

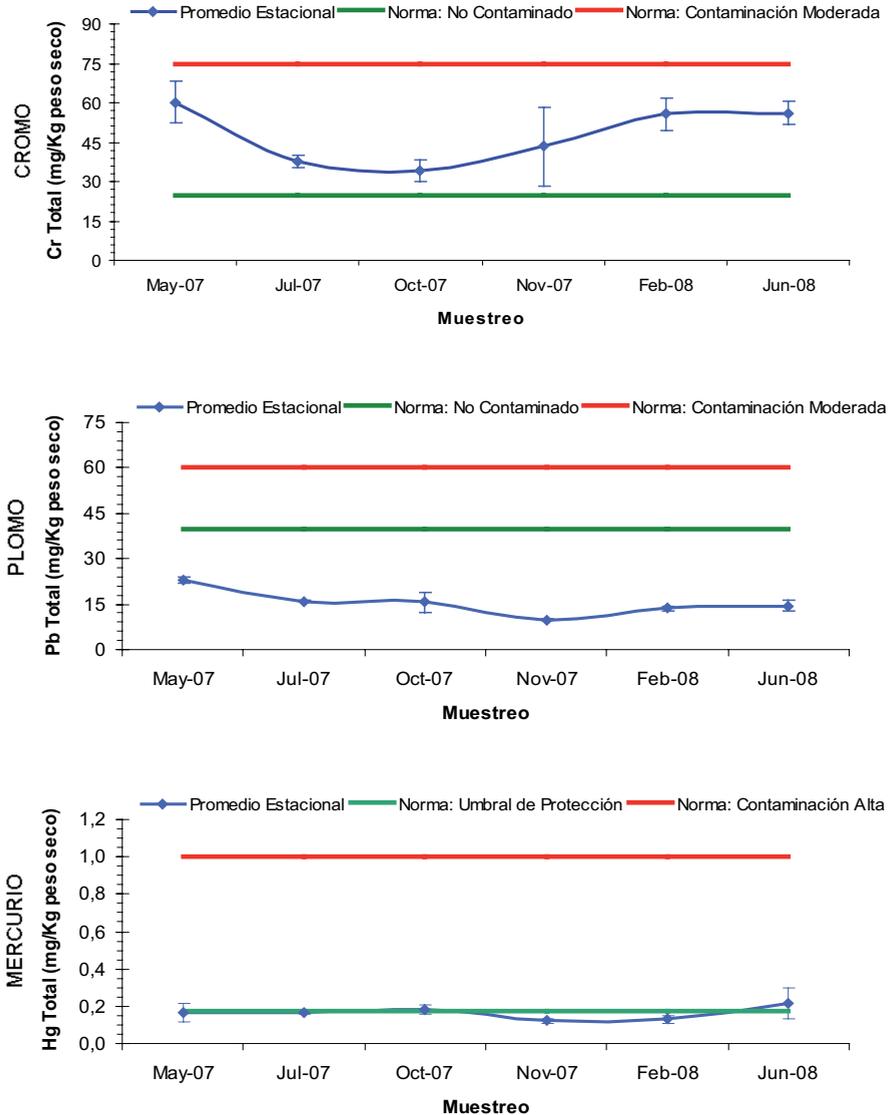


Figura 7.8 Variación temporal de las concentraciones promedio de cromo, plomo y mercurio total determinadas en sedimentos de la Laguna de Sonso, Valle del Cauca

Tabla 7.5 Normatividad empleada por la Corporación Autónoma Regional de Valle (CVC), para la clasificación de sedimentos según los niveles de contaminación por metales

Clasificación	Cromo (mg/Kg)	Plomo (mg/Kg)	Mercurio (mg/Kg)	Fuente
Sedimentos naturales no contaminados	< 25	< 40	< 1	CVC, 2007
Sedimentos naturales moderadamente contaminados	25 - 75	40 - 60	----	CVC, 2007
Sedimentos naturales altamente contaminados	> 75	> 60	> 1	CVC, 2007

La Tabla 7.6 muestra algunas concentraciones de cromo, plomo y mercurio determinadas por estudios anteriores en la Laguna de Sonso y el presente estudio “Efectos de la contaminación por metales en la Ultraestructura Celular de la Biota Acuática y Poblaciones Humanas Asociadas a la Laguna de Sonso en el Valle del Cauca”. Se evidencia una disminución en las concentraciones de este metal con respecto a las reportadas para el año 2005, lo cual muestra el efecto positivo que ha surgido sobre este ecosistema el desarrollo de proyectos como el de la producción más limpia en la cadena del cuero, adelantado por la CVC con las empresas del sector privado de los distintos eslabones de la industria del curtido de pieles, donde compuestos de cromo son empleados como agentes curtidores, lo que ha reducido hasta en un 50% el total del caudal de desechos vertido al alcantarillado.

Tabla 7.6 Concentraciones de cromo, plomo y mercurio determinadas en sedimentos de la Laguna de Sonso en años anteriores

Fuente	Cromo (mg/Kg)	Plomo (mg/Kg)	Mercurio (mg/Kg)
CVC, 1991	58.0	25.0	-----
Gischler, 2005	121,2 - 128,0	7,0 - 10,7	0,156 - 0,267
El presente estudio	26,9 - 65,9	9,8 - 24,3	0,113 - 0,287

La Tabla 7.7 muestra los valores de las concentraciones de cromo, plomo y mercurio encontradas durante tres muestreos en el canal o caño nuevo, único punto de comunicación entre el río Cauca y la laguna. Dichos valores, al igual que los encontrados dentro del área lagunar, clasifican a los sedimentos de este canal dentro del rango de contaminados moderadamente por cromo y mercurio, de acuerdo con la normatividad regional implementada por la CVC (Tabla 7.5) y la Environment Canada respectivamente (0,174 ppm).

Tabla 7.7 Concentraciones de cromo, plomo y mercurio total (mg/Kg peso seco) en sedimentos del Canal Nuevo de la Laguna de Sonso, colectados durante tres muestreos

Estación		Canal Nuevo		
Metal		Cromo (mg/Kg)	Plomo (mg/Kg)	Mercurio (mg/Kg)
Fecha muestreo	May. 07	53,3 ± 0,3	24,5 ± 0,2	0,240 ± 0,006
	Jul. 07	59,8 ± 1,2	11,6 ± 0,1	0,159 ± 0,013
	Jun. 08	43,7 ± 0,2	12,31 ± 0,01	0,177 ± 0,013
Media estacional		52,3	16,1	0,192

Para este canal se encontraron valores promedio similares, e incluso un poco mayores para cromo y mercurio, a los del área lagunar en las mismas fechas de muestreo (Cr = 51,3 mg/Kg; Pb = 17,8 mg/Kg; Hg = 0,183 mg/Kg). Esto evidencia que el río Cauca, a pesar que sólo durante temporadas muy cortas (época de invierno), entrega su caudal a la laguna por exceso de sus niveles de agua con respecto a los de ésta, y aún más después del efecto regulador que ha tenido sobre el río la construcción de la represa Salvajina y los diques marginales, constituye una de las principales fuentes de entrada de contaminantes al ecosistema lagunar. Aunque la mayoría de las veces la laguna entrega sus aguas al río, el caudal total aportado por ésta es muy inferior al aportado por el río en las pocas veces que entra en ella.

Por otra parte, la Figura 7.9 presenta las concentraciones de cromo, plomo y mercurio determinadas para siete afluentes de la Laguna de Sonso. Dicha figura evidencia que las quebradas El Brillante y Seca, tributarias de la laguna por la parte centro oriental, que recorren predios dedicados a la ganadería y el cultivo de caña, son dos de los principales contribuyentes de contaminación por cromo a la laguna, pues las concentraciones de este metal halladas en sedimentos de 113,8 y 97,87 mg/Kg respectivamente, ubican estas zonas dentro del rango de altamente contaminadas (Ver Tabla 7.5).

En cuanto a los niveles de plomo encontrados en los diferentes afluentes estudiados se aprecia una tendencia de concentraciones bajas (4,58-12,0 ppm), e incluso inferiores al promedio encontrado dentro de la laguna en la misma fecha (Febrero-08) correspondiente a 13,6 mg/Kg, lo que implica que la contribución de contaminación por plomo a la laguna por parte de estos tributarios no es muy alta. En lo que respecta al mercurio se observan concentraciones mucho más bajas a las encontradas dentro del área lagunar (0,048 mg/Kg en Guayabitos - 0,109 mg/Kg en El Brillante), siendo nuevamente la quebrada El Brillante la mayor contribuyente de contaminación entre los afluentes estudiados. Sin embargo, la concentración más baja de mercurio encontrada en esta quebrada y en general en los demás tributarios,

con respecto a la hallada para el canal nuevo (0,192 ppm), da una muestra clara de que el río Cauca es una de las principales entradas de mercurio a la laguna, pues desafortunadamente este río constituye el principal receptor de los desechos industriales y domésticos de la región.

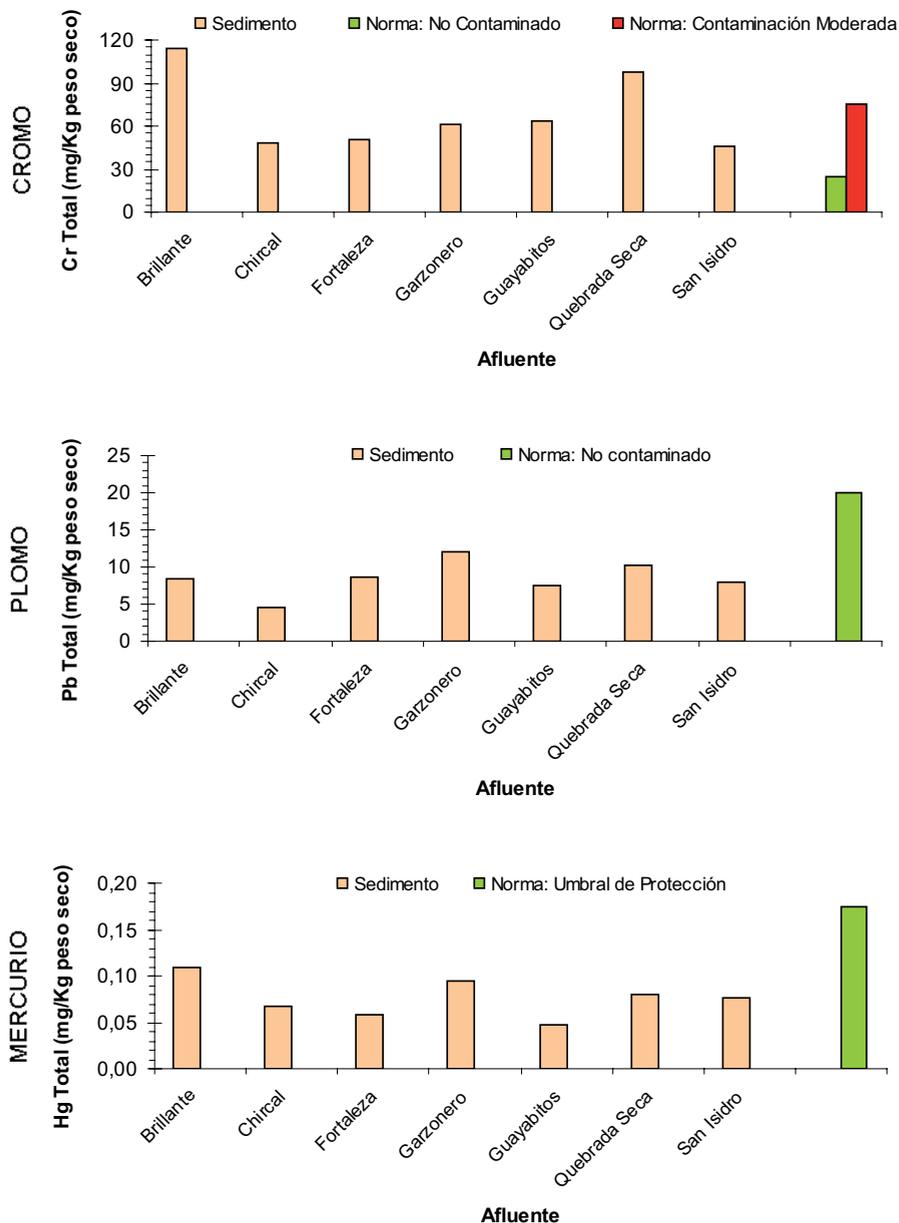


Figura 7.9 Concentración de cromo, plomo y mercurio total determinada en sedimentos de afluentes de la Laguna de Sonso, Valle del Cauca

Niveles de metales en algunos grupos tróficos

METALES EN TEJIDOS VEGETALES

La Figura 7.10 muestra la variación temporal de las concentraciones de cromo, plomo y mercurio encontradas en raíz, tallo y hoja de Jacinto acuático. Tanto las concentraciones halladas en las hojas como en tallo presentan un comportamiento parecido a través del tiempo. Contrario a éstos, la raíz no presenta un comportamiento muy claro a través del tiempo, pues las concentraciones de los metales son muy variables. Este hecho tiene explicación en el carácter móvil de esta planta, que conlleva a que en épocas secas, donde los niveles de la laguna son más bajos, muchas plantas lleguen hasta las orillas uniéndose al sedimento, donde los niveles de metales pesados son significativamente más altos que en el agua, generándose así una adsorción mayor de metales a través de la raíz. Posteriormente, en época de lluvias e inundaciones estas plantas salen del sedimento para flotar sobre el espejo de agua, lo cual implica que aun cuando se esperaría una dilución de las concentraciones de metales en esta época, este efecto se hace poco notable debido a que muchas de las plantas analizadas contenían ya un nivel muy alto del contaminante debido al contacto directo con el sedimento.

Por otro lado, se observa una clara tendencia de acumulación de los metales analizados en la raíz, la cual alcanza concentraciones desde 5,14 - 16,20 mg/Kg de Cr; 0,255 - 1,89 mg/Kg de Pb y 0,069 - 0,466 mg/Kg de Hg, lo que comprueba la función depuradora que ejerce esta planta sobre el ecosistema en el cual se desarrolla, debida a la capacidad de sus raíces de retener una gran cantidad de metales pesados, probablemente mediante un mecanismo de formación de complejos entre el metal y los aminoácidos presentes en las células de sus tejidos (Metcalf & Hedí, 1995; Benítez, 2008).

METALES EN TEJIDOS ANIMALES

La Tabla 7.8 resume los rangos de concentración de los metales pesados estudiados y las tendencias de acumulación encontradas en los tejidos de las distintas especies analizadas. En este sentido, se observa una tendencia de acumulación del cromo y plomo en las branquias de los peces y en la piel de rana toro. Por el contrario, el mercurio presenta una mayor acumulación en el tejido hepático de todas las especies estudiadas, esta diferencia radica en los diversos mecanismos de absorción de los metales a través de las células y las distintas afinidades por los compuestos presentes en los tejidos.

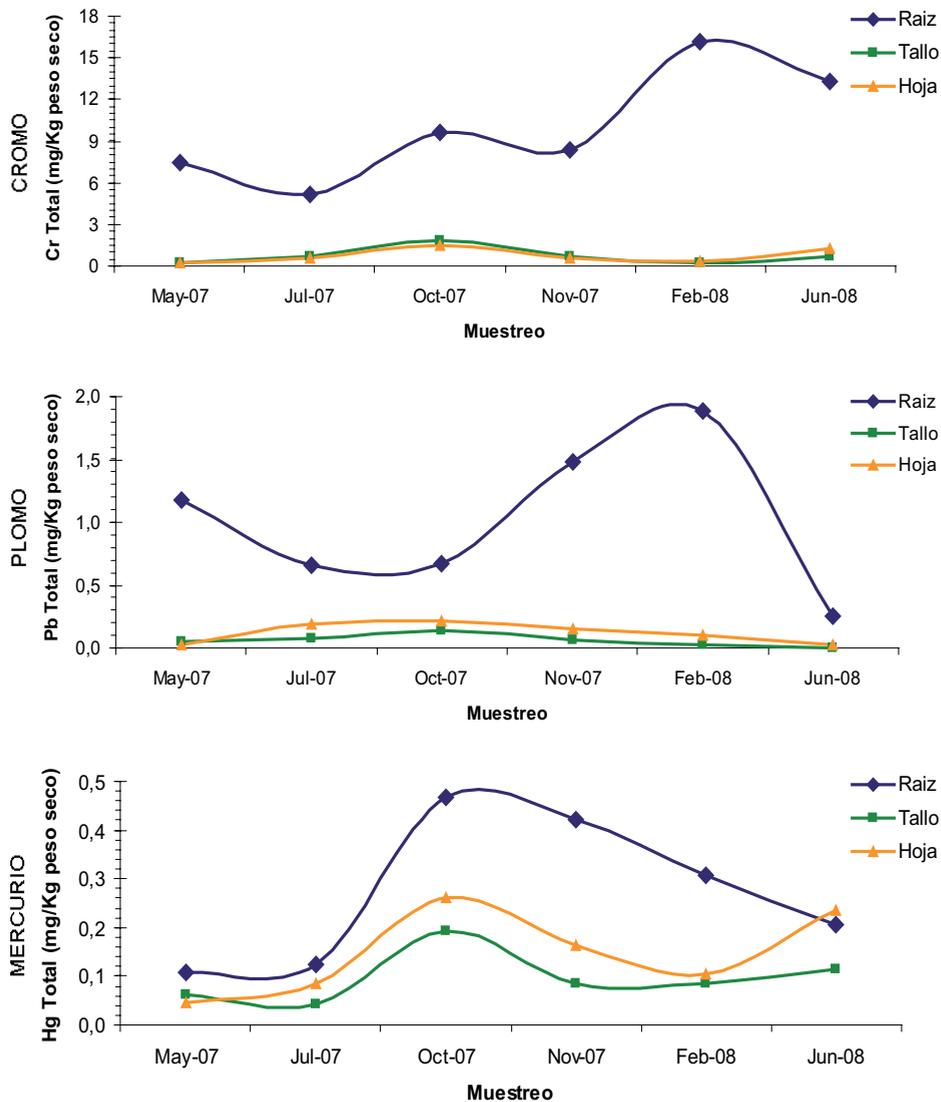


Figura 7.10 Variación temporal de las concentraciones de cromo, plomo y mercurio total determinadas en tejidos de jacinto acuático de la Laguna de Sonso, Valle del Cauca

Tabla 7.8 Rangos de concentración de cromo, plomo y mercurio (mg/Kg peso húmedo) en tejidos de especies animales y tendencias de acumulación

Especie	Tejido	Cromo	Plomo	Mercurio
Corroncho	Branquia	0,022 - 0,319	0,006 - 0,096	<0,0004 - 0,018
	Hígado	<0,001 - 0,187	<0,002 - 0,107	0,021 - 0,068
	Músculo	0,022 - 0,215	<0,002 - 0,018	0,007 - 0,040
	Tendencia	Bra. > Hig. ≈ Mus.	Bra. ≈ Hig. > Mus.	Hig. > Mus. > Bra.
Tilapia	Branquia	0,027 - 0,236	0,029 - 0,179	<0,0004 - 0,018
	Hígado	0,018 - 0,759	<0,002 - 0,341	0,016 - 0,036
	Músculo	0,009 - 0,102	<0,002 - 0,012	0,006 - 0,024
	Piel	0,018 - 0,089	0,035 - 0,088	<0,0004 - 0,009
	Tendencia	Bra.> Hig. ≈ Mus. ≈ Piel	Bra.> Piel > Hig.> Mus.	Hig.> Mus.> Bra.> Piel
Rana toro	Hígado	0,015 - 0,138	0,005 - 0,072	0,049 - 0,064
	Músculo	0,037 - 0,152	<0,002 - 0,032	0,008 - 0,029
	Piel	0,029 - 0,221	0,065 - 0,316	<0,0004 - 0,007
	Tendencia	Piel ≈ Mus. > Hig.	Piel > Hig. > Mus.	Hig. > Mus. > Piel
Caracol	Tejido blando	0,213 - 1,47	0,110 - 0,329	0,008 - 0,032

Estas tendencias de acumulación ya han sido reportadas en otros estudios, pues en primer lugar la branquia debido a su función filtradora tiene la capacidad de retener una gran cantidad de contaminantes y en segundo lugar, el hígado por su importante función metabólica y además depuradora de las toxinas que ingresan al torrente sanguíneo, constituye también un potencial captador de metales pesados en especial de mercurio, ya que este metal presenta una gran afinidad por los grupos sulfidrilos de las proteínas y por los lípidos, compuestos muy abundantes en este tejido (Ruelas et al., 2003).

Las concentraciones promedio de mercurio en hígado y de plomo en piel de tilapia y rana toro mostraron diferencias significativas, siendo esta última la especie con mayores niveles de dichos contaminantes en ambos casos. Este resultado es una muestra clara de la ubicación trófica superior que tiene la rana toro en el ecosistema lagunar de Sonso, debida a sus hábitos predadores. De igual manera se encontraron diferencias marcadas entre los contenidos de cromo y plomo en caracol con respecto a los determinados en músculo de todas las demás especies, lo cual evidencia la influencia directa sobre esta especie de los altos contenidos de metales en sedimentos, ya que estos constituyen su hábitat principal.

Los resultados descritos anteriormente ubican tanto al caracol como a la rana toro como potenciales transportadores de contaminación, no sólo den-

tro de su propio medio sino también a otros ecosistemas lejanos. Por su parte, el caracol constituye el alimento de una gran cantidad de aves, entre ellas las migratorias provenientes incluso de otros países, y la rana toro no sólo esta asociada al medio acuático sino también a diversos entornos terrestres.

En cuanto a la normatividad establecida para peces y moluscos, la Tabla 7.10 muestra algunos de los niveles máximos de mercurio y plomo permitidos en músculo y tejido blando de estos organismos respectivamente, que aseguran un riesgo mínimo para la población consumidora. Las concentraciones halladas de plomo y mercurio en los peces y en caracol (molusco), no superan los límites establecidos para estas especies por distintas organizaciones ambientales de acuerdo con la Tabla 7.9, pues los valores máximos encontrados en músculo de peces son de 0,018 mg/Kg para plomo y de 0,040 mg/Kg para mercurio; de igual forma, en caracol los valores máximos determinados son de 0,329 mg/Kg para plomo y 0,032 mg/Kg para mercurio, los cuales están por debajo de las normas descritas.

Tabla 7.9. Niveles máximos permitidos de mercurio y plomo (mg/Kg peso húmedo) en músculo y tejido blando de peces y moluscos

Organismo		Plomo	Mercurio	Fuente
Peces	Predadores	0,4 ^b	1,0 ^a	^a Comisión Europea
	No predadores	0,2 ^b	0,5 ^a	^b FAO(1976)/OMS
	General	-----	0,2 ^b	^c Legislación Española
Moluscos		1,5 ^b	0,5 ^c	

Con respecto al cromo la EPA (Environment Protection Agency, 1986-1996) establece como norma dietaria para la protección de la salud humana una ingesta de 30-100 µg de cromo total diario. Esto refleja que la situación en cuanto a contaminación por cromo dentro de la laguna es preocupante, pues de acuerdo con los niveles máximos del metal encontrados en peces de la laguna de 0,215 mg/Kg para corroncho y 0,102 para tilapia, con el consumo de sólo 1 Kg de filete de cualquiera de estas especies con contenidos tan altos de cromo, se estaría ingiriendo entre 216 y 102 µg de metal.

Aunque las concentraciones de plomo y mercurio determinadas en peces y moluscos de la laguna no sobrepasan algunas de las normas establecidas, es importante resaltar que estos metales presentan propiedades acumulativas en los organismos, lo que implica un riesgo a largo plazo tanto para las especies en si, que están empezando a acumular metales nocivos en sus tejidos, como también para los consumidores que basan su dieta principalmente en peces de la laguna. Algunos autores reportan que un consumo frecuente de pescado con niveles de mercurio inferiores a los límites permisibles, está asociado a riesgo cardiaco en adultos y retraso motriz en niños (Gochfeld, 2003, Auger et al., 2005; Baykan et al., 2007).

FACTORES DE TRANSFERENCIA

La Tabla 7.10 presenta los factores de transferencia de cromo, plomo y mercurio total desde el sedimento a los distintos tejidos de la biota acuática de la laguna de Sonso en cada uno de los muestreos realizados.

Tabla 7.10 Factores de transferencia o bioacumulación de cromo, plomo y mercurio total desde el sedimento a cada uno de los tejidos de las especies vegetales y animales estudiadas, de la Laguna de Sonso

Especie	Tejido	Cromo						
		M1	M2	M3	M4	M5	M6	MEDIA
Jacinto acuático	Raíz	0,124	0,137	0,281	0,194	0,291	0,236	0,211
	Tallo	0,003	0,017	0,052	0,017	0,005	0,013	0,018
	Hoja	0,003	0,016	0,045	0,013	0,007	0,022	0,018
Caracol	Tejido blando	nsc	0,085	0,030	nsc	0,046	0,097	0,064
Corroncho	Branquia	0,007	0,005	0,038	0,007	0,002	0,001	0,010
	Hígado	0,006	nc	0,005	0,010	nc	0,015	0,009
	Músculo	0,016	0,004	0,005	0,005	0,002	0,002	0,006
Tilapia	Branquia	0,010	0,014	0,021	0,013	0,003	0,001	0,010
	Hígado	0,011	0,003	0,003	0,005	0,001	0,062	0,014
	Músculo	0,007	0,006	0,007	0,001	0,003	0,001	0,004
	Piel	0,004	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001	0,002
Rana toro	Hígado	0,008	0,003	nsc	0,001	0,005	nsc	0,004
	Músculo	0,009	0,005	nsc	0,006	0,003	nsc	0,006
	Piel	0,010	0,003	nsc	0,002	0,002	nsc	0,004
Especie	Tejido	Plomo						
		M1	M2	M3	M4	M5	M6	MEDIA
Jacinto acuático	Raíz	0,051	0,041	0,043	0,149	0,139	0,018	0,074
	Tallo	0,002	0,005	0,009	0,006	0,002	0,000	0,004
	Hoja	0,001	0,012	0,014	0,015	0,007	0,002	0,009
Caracol	Tejido blando	nsc	0,036	0,034	nsc	0,063	0,085	0,055

Sigue >>

Tabla 7.10 (Cont.)

	Branquia	0,008	0,001	0,010	0,023	0,007	0,002	0,008
Corroncho	Hígado	0,021	0,002	0,005	0,018	nc	0,012	0,012
	Músculo	0,001	0,004	0,003	0,002	nc	0,006	0,003
Tilapia	Branquia	0,024	0,023	0,010	0,028	0,011	0,005	0,017
	Hígado	0,062	nc	0,004	0,002	0,011	0,021	0,020
	Músculo	nc	nc	nc	nc	nc	0,004	0,004
	Piel	0,004	0,013	0,009	0,018	0,009	0,011	0,011
Rana toro	Hígado	0,009	0,003	nsc	0,002	0,017	nsc	0,008
	Músculo	0,005	nc	nsc	0,003	0,010	nsc	0,006
	Piel	0,018	0,012	nsc	0,056	0,054	nsc	0,035
Especie	Tejido	Mercurio						MEDIA
		M1	M2	M3	M4	M5	M6	
Jacinto acuático	Raíz	0,637	0,738	2,560	3,496	2,388	0,963	1,797
	Tallo	0,369	0,250	1,060	0,702	0,667	0,526	0,596
	Hoja	0,274	0,506	1,440	1,347	0,806	1,088	0,910
Caracol	Tejido blando	nsc	0,423	0,418	nsc	0,287	0,553	0,420
Corroncho	Branquia	nc	nc	0,396	0,165	0,140	0,079	0,195
	Hígado	0,560	0,673	1,500	1,653	1,163	1,437	1,164
	Músculo	0,357	0,161	1,000	0,702	0,744	0,209	0,529
Tilapia	Branquia	0,268	0,286	0,302	0,198	0,240	nc	0,259
	Hígado	0,720	0,435	0,593	0,868	1,163	0,633	0,735
	Músculo	0,286	0,155	0,588	0,421	0,814	0,177	0,407
	Piel	nc	nc	nc	nc	0,132	nc	0,132
Rana toro	Hígado	1,042	1,327	nsc	1,479	1,597	nsc	1,361
	Músculo	0,619	0,321	nsc	0,479	0,271	nsc	0,423
	Piel	nc	0,054	nsc	nc	0,132	nsc	0,093

- nc = no calculable, debido a que la concentración de metal en el tejido correspondiente fue menor que el límite de detección.
- nsc = no se colectó.

Los factores de transferencia de contaminación desde los sedimentos a las distintas especies fueron en el caso del plomo y cromo menores a la unidad en todos los organismos. Por el contrario, para el mercurio se encontraron valores altos en todas las especies, mostrando la generación de procesos de acumulación de este contaminante en la cadena trófica de la Laguna de Sonso.

Estos resultados son un reflejo de que los procesos de eliminación de los metales en las distintas especies, en este caso de mercurio y plomo específicamente, están siendo mucho más lentos que los de absorción, generándose una retención de estas sustancias en los tejidos que conlleva a que las concentraciones halladas en la biota sean superiores a las del medio en que se desarrolla. Los altos valores de transferencia determinados para el mercurio comprueban la alta biodisponibilidad de este metal en el ecosistema lagunar de Sonso. Probablemente, las tasas de metilación del metal son elevadas, por la presencia de un importante número de microorganismos encargados de esta función y por la existencia de condiciones apropiadas para la realización del proceso, lo cual da como resultado la generación de la especie de mercurio más asimilable por los seres vivos y principal responsable de su carácter acumulativo, el metilmercurio.

En lo que se refiere a la tendencia de acumulación de mercurio arrojada por los resultados obtenidos correspondiente a: Jacinto acuático > Rana toro > Corroncho > Tilapia, se muestra claramente, además de la biomagnificación de la contaminación a través de la cadena trófica, el carácter depurador del Jacinto (Arcos et al., 2002). Por lo anterior, es empleado como un mecanismo eficiente de purificación de sistemas polutados. La rana toro ubicada en el mayor nivel trófico (Solís, 1997), con respecto a los peces, debido a sus hábitos depredadores, presenta una mayor acumulación de contaminantes a la que se da en especies asociadas al fondo de los ecosistemas acuáticos, comparada con la de aquellos que se alimentan preferiblemente de material vegetal con menor carga contaminante, como es el caso del corroncho y la tilapia.

Por último, es importante resaltar que los factores de transferencia determinados a partir de los niveles totales de metales en sedimentos son bajos, debido a los altos contenidos presentes en esta matriz en comparación con los de la biota. Por el contrario si estos parámetros se determinaran a partir de las concentraciones de metales en agua, la cual está relacionada con la vida acuática de forma más directa que el lodo, y teniendo en cuenta sólo las fracciones biodisponibles de dichos contaminantes, se encontrarían factores de transferencia mucho mayores, debido a las bajas concentraciones asociados a esta matriz, incluso no detectables o varios órdenes de magnitud menores a las de sedimentos.

REFERENCIAS

- Al-Químicos (2007). Mercurio, un metal especial. Puebla: Universidad de las Américas. Recuperado de <http://al-quimicos.blogspot.com/2007/02/mercurio-un-metal-especial.html>
- Adriano, D. C. (1990). Bioengineering of Trace Metals. *Advances in Trace Substances Research*. Lewis, Boca Raton, Fl. 513.
- Albert, L. A. (2008). Cromo. Xalapa: Sociedad Mexicana de Toxicología, pp. 227-246.
- Álvarez-López, H. (1999). Guía de las aves de la Reserva Natural de Sonso. CVC. Corporación Autónoma Regional del Valle de Cauca, Santiago de Cali, Valle.
- Álvarez, M. D., J. Mateos, M. V. Peinado & M. A. Capó. (2006). *Vicia faba L.*: Capacidad bioindicadora de contaminación de agua por metilmercurio. *Observatorio Medioambiental*. 9:111-123.
- Allinson, G., M. Nishikawa, S. De Silva, L. J. Laurenson, & De Silva, K. (2002). Observations on metal concentrations in Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) in reservoirs of South Sri Lanka. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 51(3):197-202.
- Anderson, K. & J. Azcárate (2005). Strategic environmental assessment Pre-study of Sonso lagoon, Colombia. Master's thesis. Stockholm: Royal Institute of technology, LWR. 131 p.
- Arana, V. A. & Páez, M. I. (2005). Determinación de residuos de insecticidas organofosforados en aguas de la Laguna de Sonso mediante cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas. *Revista Universidad de Caldas*. 25(2):107-119.
- Arcos, R., G. Díaz & Domínguez, A. (2002). Macrofitas acuáticas: ¿contaminantes o soluciones de la contaminación por metales pesados? XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: Cancún. 8 p.
- Auger, N. O. Kofman, T. Kosatsky & B. Armstrong. (2005). Low-Level methylmercury exposure as a risk factor for neurologic abnormalities in adults. *Neurotoxicology*. 26:149-157.
- Badillo A., V. E. (2006). Purificación y tratamiento químico de un caolín natural y su aplicación en la fijación de magnesio y otros metales pesados. Universidad Autónoma de Zacatecas. México. 455 p.
- Baykan, U. A. Gülüzar & M. Canli, M. (2007). The effects of temperature and metal exposures on the profiles of metallothionein-like proteins in *Oreochromis niloticus*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 23:33-38.
- Benítez, I. L. (2008). Evaluación de la distribución de metales pesados en las plantas acuáticas Jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) y tul (*Thypha spp.*), utilizadas en la planta de tratamiento de aguas residuales la Cerra, Villa Canales por medio de fluorescencia de rayos X. Tesis de Maestría (Magíster en Ciencia y Tecnología del Medio Ambiente). Guatemala: Universidad de San Carlos, Facultad de Ingeniería, 104 p.

- Birungi, Z. B. Masola, M. F. Zaranyika, I. Naigaga & B. Marshall (2007). Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bio-indicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. *Physics and Chemistry of the Earth*. 32:1350-1358.
- Bradl, H. B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277:1-18.
- Bervoets, L. (1996). Resumen del curso de Bioindicación. Parte I Teoría. Cochabamba-Bolivia, 66 p
- Burger, J. K. Gaines, S. Boring, W. Stephens, J. Snodgrass, C. Dixon, M. McMahon, S. Shukla, T. Shukla, & M. Gochfeld. (2002). Metal levels in fish from the savannah river: potential hazards to fish and other receptors. *Environmental Research*, 89: 85 - 97.
- Calcina, L. E. (2006). Presencia de metales pesados en la biota acuática (*Orestias* sp. y *Schoenoplectus tatora*) de la desembocadura del río Ramis, lago Titicaca. Universidad Nacional del Altiplano: Puno, 21 p.
- Castaño, H. (1998). Determinación de algunos metales pesados en el río Medellín. Medellín. *Rev. Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. 10(17): 88 -110.
- Chacón, P., J. Bustos, R. C. Aldana, & M. L. Baena (2000). Control de la hormiga loca *Paratrechina fulva* (Hymenoptera: Formicidae), con cebos tóxicos en la Reserva Natural Laguna de Sonso (Valle, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*, 26 (3-4): 151-156.
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los ríos Yotoco y Mediacaño (Asoyotoco) (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal Laguna de Sonso municipio de Guadalajara de Buga. Santiago de Cali. 440 p.
- Cousillas, A. (2008). Contaminación del Agua: Informe Toxicológico. Buenos Aires: Hytsa Estudios y Proyectos S. A., 53 p.
- Doadrio, A. (2006). Lead ecotoxicology. *Anales de la Real Academia Nacional de Farmacia*, 72(3):409-422.
- Eisler, R. (1986). Contaminant Hazard Reviews. Report 85 (1.6):1-38.
- Elangovan, R., L. Philip & K. Chandraraj. (2008). Biosorption of chromium species by aquatic weeds: kinetics and mechanis studies. *Journal of Hazardous Materials*. 152:100-112.
- Environmental Protection Agency: EPA. (1986). Quality Criteria for Water: Washington D. C.: U.S. Government Printing Office, 477 p.
- Environmental Protection Agency - EPA (1996). Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Method 3052. 20 p.
- FAO/WHO (1976). List of maximum levels recommended for contaminants by the Joint FAO/WHO codex alimentarius commission. Second series, 1 - 8 p.
- Figuroa, A. (2006). Mercurio y Metilmercurio, en: Curso básico de toxicología ambiental. Metepec: ECO. Cap. 11. pp. 183 - 204.
- Fôstner, U. (1998). Integrated Pollution Control. Berlin: Springer - Verlag,

- Gischler, C. (2005). Pathways of heavy metals and implications for stakeholders, Sonso Lagoon, Colombia. Master Thesis. Stockholm-Sweeden: Royal Institute of Technology, LWR, 76 p.
- Gochfeld, M. (2003). Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 56:174-179.
- Gunnar, N. (2000). Metales: propiedades químicas y toxicidad. *Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo [En línea]*. Vol. 2, cap. 63, Recuperado de <http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/sumario.pdf>
- Harte, J. C. Holden, R. Scheneider & C. Shirey, C. (1991). *Toxics A to Z. A guide to everyday pollution hazards*. Univ. of California Press,
- He, Z. L, X. Yanga, & P. Stoffellab. (2005). *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. Review. 19:125-140.
- IDEAM (2001). Los fenómenos el niño y la niña. Recuperado de <http://www.ideam.gov.co>
- International Organization for Standardization - ISO (1995). Soil quality. Extraction of trace elements soluble in aqua regia. ISO 11466. 6 p.
- Kabata, A. (2000). *Trace elements in soils and plants*. Third Edition. Boca Ratón USA: CRC Press, 413 p.
- Kotas, J. & Z. Stasicka (2000). Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environmental Pollution*. 107:263-283.
- Lenntech. (2009). Cromo. Recuperado de <http://www.lenntech.com/espanol/tabla-periodica/cr.htm>
- Lozano, Y. (2005). Dinámica de la acumulación de Cu, Pb y Hg en dos especies de algas bénticas y su uso como bioindicadores en la bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Cali: Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, 45 p.
- Luján, J. (2007). Informe quincenal de la sociedad nacional de minería, petróleo y energía. El plomo. *Boletín No. 53*. 3 p.
- Marrugo, J. L. (2007). Modelo predictivo de la contaminación por mercurio a partir del biomonitoreo con especies ícticas en ecosistemas de la región de la Mojana. Tesis Doctoral (Doctor en Ciencias Químicas). Cali: Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Departamento de Química. 168 p.
- Matson, J. (2006). Mercurio, contaminante ambiental. Cartagena de Indias: Grupo de Química Ambiental y Computacional, Universidad de Cartagena.
- Méndez, M. (2003). Diagnóstico de la acumulación de metales pesados en dos especies de anuro (*Rana Catesbeiana*) y (*Bufo marinus*) en músculo y piel en los humedales del Valle del Cauca. Trabajo de grado (Bióloga-Zoóloga). Cali: Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. 50 p.
- Mishra, A. K. & B. Mohanty. (2008). Acute toxicity impacts of hexavalent chromium on behavior and histopathology of gill, kidney and liver of the freshwater fish, *Channa punctatus* (Bloch). *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 26:136-141.

- Morón: Estructplan Consultora S. A. (2002). Estructplan. Toxicología de sustancias, cromo. Recuperado de <http://www.estrucplan.com.ar/Producciones/entrega.asp?IdEntrega=40>
- Navarro, J. P., A. Aguilar & J. R. López. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*.16(2):10-26.
- Notten, M. J. M., A. J. P. Oosthoek, J. Rozema & R. Aerts (2005). Heavy metal concentrations in a soil-plant-snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environmental Pollution*. 138:178-190.
- Oliveres, C. (2003). Metales pesados en sedimentos y agua del río Llobregat. España. 45 p.
- Orozco, S. (2004). Mercurio. Cantoblanco: Instituto de Catálisis y Petroleoquímica del CSIC, pp. 317-323.
- Ortega, A., A. Aguiño & G. C. Sánchez (2002). Caracterización de la ictiofauna nativa de los principales ríos de la cuenca alta del río Cauca en el departamento del Cauca. Popayán: Funindes, 142 p.
- Oyarzun, R. & P. Higuera (2009). Minerales, metales, compuestos químicos y seres vivos: una difícil pero inevitable convivencia. Recuperado de http://www.ucm.es/info/crismine/Geologia_Minias/Mineria_toxicidad.htm
- Parker, A., J. Costa & R. Simarro (1983). Industrial air pollution handbook. Contaminación del aire por la industria. Reverté, 750 p.
- Peng, J. F., Y. Song, P. Yuan, X. Cui, & Q. Qiu, (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*. 161:633-640.
- Ramírez, A. (1993). Oleoducto Vasconia-Coveñas: Estudio de línea base, componentes biológicos y fisicoquímicos de los ecosistemas acuáticos. Bogotá: Ecopetrol.
- Ramírez, A. (2005). El cuadro clínico de la intoxicación ocupacional por plomo. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima. *Anales de la Facultad de Medicina* 66(1):57-70.
- Ramos, C., S. Estévez & E. Giraldo (2000). Nivel de contaminación por metilmercurio en la región de la Mojana. Bogotá: Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental (CIIA), Universidad de los Andes, 6 p.
- Ramos, L. D., M. L. Ferrari, L. Murguía, J. Tarradellas, N. Urrea & J. A. Botto (1994). Determinación de plomo y cobre en peces y manejo de sus residuos en el lago de Yojoa, Honduras. Tegucigalpa: CESSCO - UNAH, 54 p.
- Restrepo, I. (2005). Boletín de Noticias, Agua & Saneamiento. Cali: Cinara, Universidad del Valle, Boletín No. 14, Recuperado de <http://www2.irc.nl/source/lges/item.php/5709>
- Rodríguez, M. C. (2003). Metales pesados: El mercurio y sus riesgos. Barcelona: observatorio de la seguridad alimentaria, Universidad Autónoma de Barcelona.
- Ruelas Inzunza, J. R., M. Horvat, H. Pérez-Cortés & F. Páez-Osuna (2003). Distribución de metilmercurio y mercurio en tejidos de ballenas grises (*Eschrichtus robustus*) y delfines tornillo (*Stenella longirostris*) varados en el bajo Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 29(1):1-8.

- Sánchez, M. I. (2003). Determinación de metales pesados en suelos de Mediana del Campo (Valladolid): contenidos extraíbles, niveles fondo y referencia. Tesis Doctoral (Doctora en Ciencias Químicas). Universidad de Valladolid, Facultad de Ciencias, Departamento de Química Analítica, 275 p.
- Shanker, A. K., C. Cervantes, H. Loza & S. Avudainayagam. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment International*, 31:739-753.
- Sheoran, A. S. & V. Sheoran (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: a critical review. *Minerals Engineering. Review*. 19(2):105-116.
- Solis, M. C. (1997). Determinación de metales pesados en anuros. Trabajo de grado (Bióloga - Zoóloga). Cali: Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, 49 p.
- Thomas, R., R. Evans, A. Hamilton, M. Munawar, T. Reynoldson & H. Sadar. (eds). (1987). Ecological effects of *in situ* sediment contaminants. *Hydrobiologia*, 149:43-52.
- Uniplom (2004). El plomo: hechos y realidades. Exposición al plomo del ser humano y de otros organismos. Recuperado de <http://www.confemetal.es/uniplom/exposicion.htm>
- Vangronsveld, J & S. D. Cunningham (1998). Metal Contaminated Soils: In situ Inactivation and phytoremediation. Berlin: Springer-Verlag.
- Vargas, V. M., S. B. Migliavacca, A. C. De Melo, R. C. Horn, R. R. Guidobono, I. C. De Sa Ferreira & M. H. Pestana. (2001). Genotoxicity assessment in aquatic environments under the influence of heavy metals and organic contaminants. *Mutation Research*. 490:141-158.
- Wadge, A. Lead. (1999). En: Holgate, S. T.; Samed, J. M.; Koren, H. S.; Maynard, R. L. (eds). *Air Pollution and Health*. London: Academic Press, pp. 797-812.
- Wright, J. (2003). *Environmental Chemistry*. New Fetter Lane: Routledge. 320 p.
- Zahir, F., S. J. Rizwi, S. K. Haq & R. H. Khan. (2005). Low dose mercury toxicity and human health. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 20:351-360.

CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA EUTROFICACIÓN EN LA LAGUNA DE SONSO MEDIANTE EL MODELO DE SIMULACIÓN LACAT

*Luisa Marina Baena**

INTRODUCCIÓN

Los lagos naturales, están amenazados por la contaminación y eutroficación paulatina de sus aguas, con la consiguiente pérdida de calidad. Por ello, en la evaluación de la disponibilidad del agua, no sólo es necesario conocer la cantidad, además deben conocerse sus características físicas, químicas, productivas y sanitarias, para asociarlas con los usos actuales y potenciales.

La legislación actual relacionada con la calidad del agua de los recursos hídricos, requerida para determinados usos, proporciona herramientas para calificar un cuerpo de agua como apto o no apto, para el uso requerido. Adicionalmente la calidad del agua de los cuerpos de agua lénticos está íntimamente relacionada con el proceso de eutroficación, el cual consiste en el enriquecimiento de nutrientes de los cuerpos de agua. En los últimos años, la eutroficación se ha convertido en el proceso que prevalece en lagos y embalses, transformando lagos naturalmente eutróficos en hipereutróficos por lo que muchos de ellos han desaparecido en cuestión de decenios (López & Soto, 1993; Hernández, 2005). Así, uno de los primeros criterios para evaluar el estado de un cuerpo de agua léntico es su grado de eutroficación y la modelación matemática se constituye en estos casos en una herramienta

* Ingeniera Química, Especialista en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Magíster en Ingeniería, CVC - Laboratorio Ambiental. luisa-marina.baena@cvc.gov.co

útil para evaluarla y simular condiciones tróficas como respuesta a acciones futuras.

Dando cumplimiento a las funciones asignadas a las Corporaciones por la Ley 99 de 1993, la CVC tiene establecidos programas de monitoreo en los diferentes recursos hídricos del Valle del Cauca. La calidad del agua de la Laguna de Sonso particularmente, es monitoreada desde el año 1970. La frecuencia, sitios de muestreo y parámetros de análisis, se han ido optimizando con el tiempo y en la actualidad en la Laguna de Sonso se realiza monitoreo semestral, en nueve puntos de los cuales tres son sobre la laguna y seis sobre la desembocadura de sus principales tributarios. Los parámetros de análisis aparecen relacionados en la Tabla 8.1.

Tabla 8.1 Parámetros de análisis

Parámetro	Unidad
Clorofila	$\mu\text{g/l}$
Coliformes fecales	NMP/100 ml
Coliformes totales	NMP/100 ml
Color	N.A.
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S/cm}$
Fosfatos	mg^*l^{-1}
Fósforo total	mg^*l^{-1}
Nitratos	mg^*l^{-1}
Nitritos	mg^*l^{-1}
Nitrógeno amoniacal	mg^*l^{-1}
Nitrógeno total	mg^*l^{-1}
Oxígeno disuelto	mg^*l^{-1}
pH	N.A.
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$
Turbiedad	U.N.T.

En el presente capítulo se efectúa un análisis y evaluación de los monitoreos realizados por la CVC en la Laguna de Sonso durante los años 1996 a 2008, haciendo énfasis en cuatro aspectos: evaluación temporal y espacial relacionada con la calidad de agua para recreación (contacto primario y secundario), preservación de flora y fauna y uso agrícola (riego) en tres estaciones sobre la laguna, cuantificación del aporte de nutrientes por tributarios y la evaluación del estado trófico de la laguna mediante la aplicación de un modelo matemático que permite definir el grado de eutroficación del ecosistema lagunar.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio la constituye el espejo lagunar y seis de sus principales tributarios: Canadá, Guayamaral, El Vínculo, Guayabito, Mocoa y Garzonero, acequias intermitentes que se originan en la vertiente occidental de la cordillera Central. Éstas, además de las aguas lluvias en épocas de invierno, transportan sobrantes de aguas de riego en verano.

Los sitios monitoreados y que hacen parte del presente informe, se vienen evaluando desde el año 1970 (Figura 8.1):

- Laguna de Sonso - Norte
- Laguna de Sonso - Centro
- Laguna de Sonso - Sur
- Zanjón Canadá (Acequia Maldonado)
- Zanjón Guayamaral (Quebradaseca)
- Zanjón El Vínculo
- Zanjón Guayabito
- Zanjón Mocoa
- Zanjón Garzonero

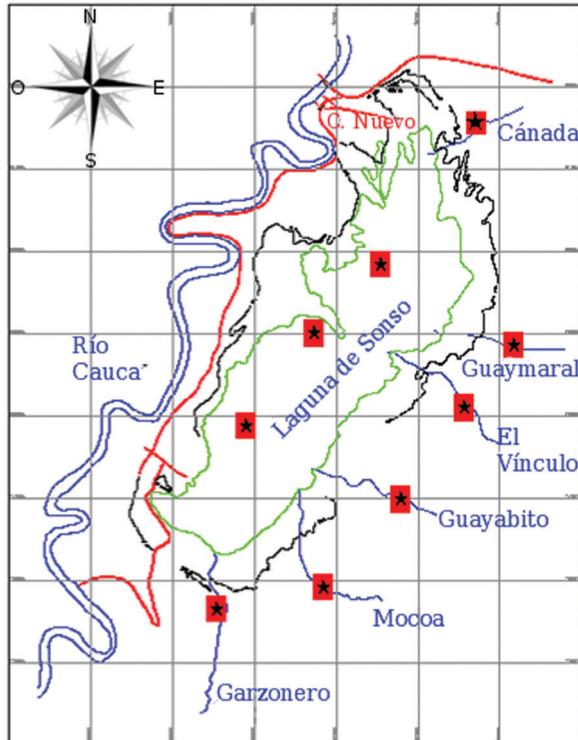


Figura 8.1 Sitios de muestreo en la Laguna de Sonso

Protocolo metodológico

Durante todo el periodo de monitoreo las muestras para análisis fisicoquímico y bacteriológico del agua se han tomado, preservado y transportado de acuerdo con los protocolos de monitoreo de la CVC, basados en estándares internacionales establecidos por la EPA (Environmental Protection Agency) (APHA/AWWA/WEF, 1998). Las muestras han sido procesadas de acuerdo con los protocolos analíticos del Laboratorio Ambiental de la CVC, basados en estándares internacionales del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater y operando dentro de un programa de calidad bajo la norma ISO 17025:2005.

LEGISLACIÓN VIGENTE

En Colombia, el Decreto 1594 de 1984 reglamenta el agua en cuanto a su uso, el capítulo III específicamente trata de la destinación genérica de las aguas superficiales, subterráneas, marítimas, estuarinas y servidas y se tienen en cuenta los usos: consumo humano y doméstico, preservación de flora y fauna, agrícola, pecuario, recreativo, industrial y transporte.

El Artículo 31 precisa que se entiende por uso del agua para preservación de flora y fauna, su empleo en actividades destinadas a mantener la vida natural de los ecosistemas acuáticos y terrestres y de sus ecosistemas asociados, sin causar alteraciones sensibles en ellos, o para actividades que permitan la reproducción, supervivencia, crecimiento, extracción y aprovechamiento de especies hidrobiológicas en cualquiera de sus formas, tal como en los casos de pesca y acuicultura. El Artículo 32 especifica que se entiende por uso agrícola del agua su empleo para riego de cultivos y otras actividades conexas o complementarias.

El Artículo 34 aclara qué se entiende por uso del agua para fines recreativos cuando se produce:

- a. Contacto Primario, como en la natación y el buceo, y
- b. Contacto Secundario, como en los deportes náuticos y la pesca.

El capítulo IV a su vez habla de los criterios de calidad para destinación del recurso para los diferentes usos. El Artículo 40 establece los criterios admisibles para la destinación del recurso para uso agrícola. El Artículo 42 establece los criterios de calidad admisibles para la destinación del recurso para fines recreativos mediante contacto primario, es decir, para el uso en natación y buceo; y el Artículo 43 establece los criterios de calidad admisibles para la destinación del recurso para fines recreativos mediante contacto secundario esto es, para el uso en deportes náuticos y pesca. El Artículo 45 establece los criterios de calidad admisibles para la destinación del recurso para preservación de flora y fauna, en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas o estuarinas.

EVALUACIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DE LA CALIDAD DEL AGUA

Con el fin de evaluar la variación de la calidad del agua a través del tiempo se realizó un análisis temporal para cada estación de la laguna, comparando los valores de los parámetros analizados con los establecidos por la legislación vigente para los usos definidos anteriormente, incluyendo las concentraciones de nitrógeno y fósforo, por ser de vital importancia para los cuerpos de agua lénticos relacionado con los procesos de eutroficación. Posteriormente se analizan las cargas de estos mismos parámetros, aportadas por los tributarios a la laguna.

Espejo lagunar

CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL Y NITRÓGENO AMONIACAL

La presencia de nitrógeno en el agua básicamente es debida a vertimientos domésticos de origen reciente. El nitrógeno total normalmente se calcula como el nitrógeno amoniacal, más el nitrógeno orgánico. El amoniaco se encuentra en el agua como producto de la descomposición bacteriana de material orgánico tanto de origen vegetal como animal. La concentración de nitrógeno en la laguna es del orden de $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ con mayores valores para los años 2007 y 2008 en la estación sur de la laguna, posiblemente debido a la cercanía con el afluente Garzonero (Figura 8.2).

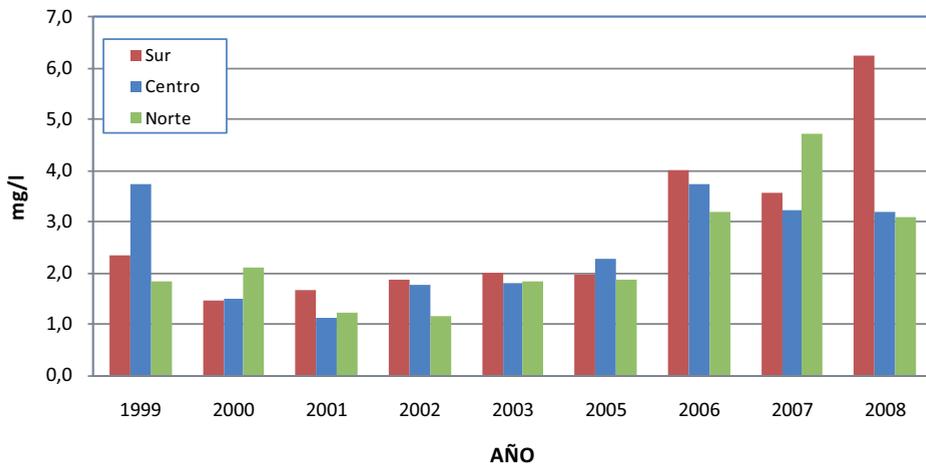


Figura 8.2 Concentración media de nitrógeno en la Laguna de Sonso entre 1999 y 2008

El amoniaco por su parte (Figura 8.3), puede encontrarse en su estado no ionizado dependiendo del pH. A pH bajo predomina el ión amonio y a pH alto predomina el gas no ionizado. El amoniaco no ionizado es tóxico para los peces, sin embargo la literatura (Romero, 2005) indica que en aguas con pH menor de ocho unidades la toxicidad no es problema. En ninguno de los sitios monitoreados, en la Laguna de Sonso el pH excede las 8 unidades, por lo cual no existe riesgo con la fauna acuática por el amoniaco no ionizado. La concentración de amoniaco en los lagos aumenta en la columna de agua como resultado de la mineralización del nitrógeno orgánico y de la fracción de fitoplancton muerto cuyo nitrógeno se transforma a amonio. Sin embargo las bacterias *Nitrosomonas*, en presencia de oxígeno, transforman el amonio a nitrito y posteriormente las bacterias *Nitrobacter* oxidan los nitritos a nitratos; la etapa más lenta es la gobernada por las *Nitrosomonas*. El incremento de amoniaco en la Laguna de Sonso puede ser debido a la cantidad de nutrientes que ingresan y a la baja disponibilidad de oxígeno en el fondo que no permiten llevar a cabo la nitrificación (transformación de amoniaco a nitratos).

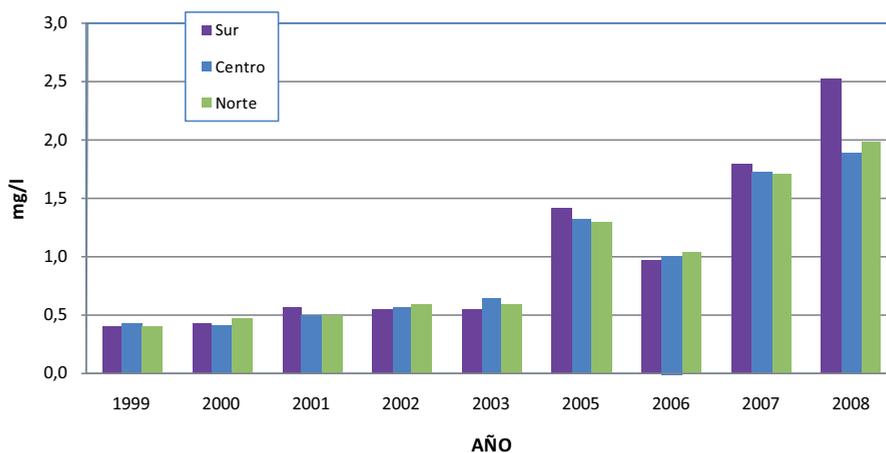


Figura 8.3 Concentración media de amoniaco en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO TOTAL

El fósforo es un elemento esencial en el crecimiento de plantas y animales y es considerado como uno de los nutrientes que controlan el crecimiento de algas, pero un exceso de fósforo produce un desarrollo excesivo de plantas, el cual es causa de condiciones inadecuadas para ciertos usos benéficos del agua. La clasificación de los lagos está relacionada directamente con

la concentración de fósforo, los lagos oligotróficos (bajas concentraciones de fósforo) son nutricionalmente pobres y biológicamente improductivos, con aguas claras y mínima producción vegetal y pesquera. El incremento nutricional conduce a lagos mesotróficos (medianas concentraciones de fósforo) con crecimiento de plantas, aguas verdes y amarillas y con mayor cantidad de peces. Por último, un lago eutrófico (altas concentraciones de fósforo), es nutricionalmente rico y presenta crecimientos prolíficos de algas, plantas y peces, y baja calidad del agua para recreación y otros usos.

La concentración de fósforo total en la laguna (Figura 8.4), al igual que el nitrógeno, probablemente es debida tanto a los vertimientos de origen urbano o industrial, en forma de contaminación puntual, o como resultado de prácticas agrarias y ganaderas, en forma de contaminación difusa.

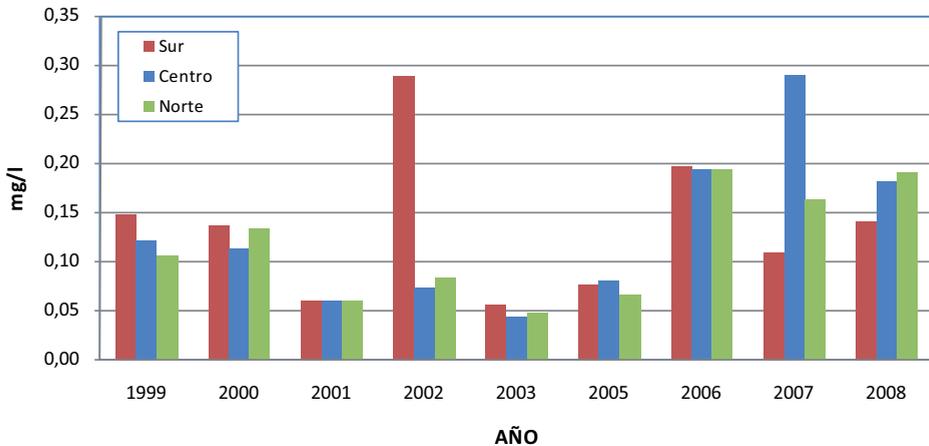


Figura 8.4 Concentración media de fósforo total en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

RELACIÓN NITRÓGENO/FÓSFORO

La relación entre nitrógeno y fósforo determina cual es el nutriente limitante, es decir, el que se encuentra en menor proporción. La Laguna de Sonso es un lago limitado por fósforo, N:P (9:1) (Figura 8.5), dado que la relación de nitrógeno a fósforo es superior a 9 en la mayoría de los casos.

CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTTO

El oxígeno disuelto constituye por sí solo una prueba del estado de contaminación de una corriente, por lo cual los diagnósticos del estado de una corriente comienzan inevitablemente con un balance de oxígeno y entre las consideraciones más importantes para determinar la capacidad asimilativa de una corriente, está su habilidad para mantener una concentración adecuada de oxígeno disuelto (Figura 8.6).

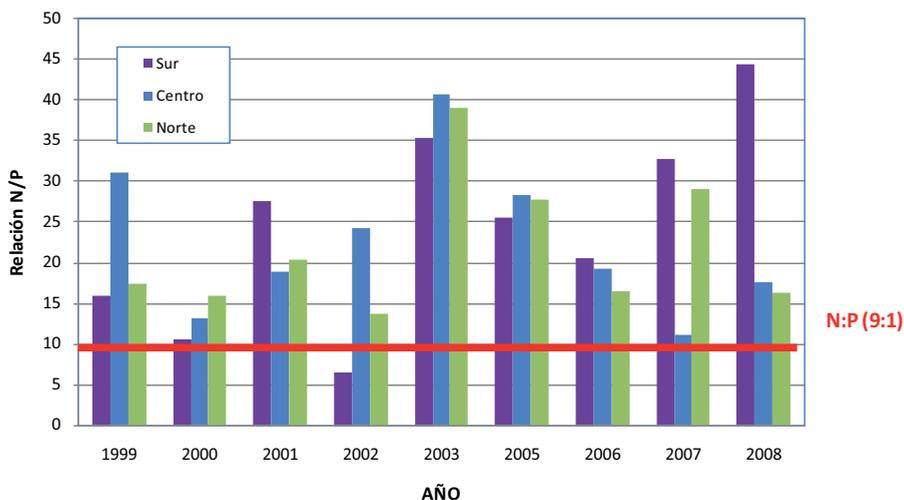


Figura 8.5 Relación Nitrógeno/Fósforo en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

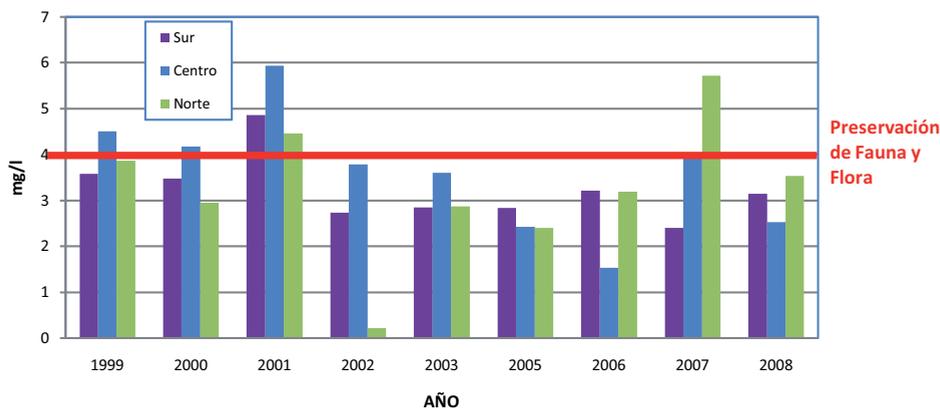


Figura 8.6 Concentración media de oxígeno disuelto en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

La legislación colombiana establece un valor límite de concentración de oxígeno disuelto para preservación de flora y fauna, sin que se vean afectados los procesos reproductivos. La Laguna de Sonso presenta valores inferiores, sin alcanzar condiciones anóxicas, posiblemente debido a los vertimientos de origen doméstico que utilizan el oxígeno para su estabilización, al consumo de oxígeno por los sedimentos, debido a la descomposición del plancton que cae desde las capas superiores y a la presencia de bacterias heterótrofas, el contenido en oxígeno disuelto del agua va disminuyendo, pudiendo llegar a agotarse completamente en todo el hipolimnion (fondo), al no existir intercambio con las capas superiores ricas en este gas.

CONCENTRACIÓN DE PH

La legislación colombiana establece un valor límite de concentración de pH para preservación de flora y fauna de 8 unidades, puesto que la fauna acuática es muy sensible a cambios bruscos de pH, la mayoría de especies de peces requieren un pH que oscila entre 6,8 y 7,2 unidades. La Laguna de Sonso presenta valores inferiores, por lo cual este no es un factor que afecte la calidad para ese uso (Figura 8.7).

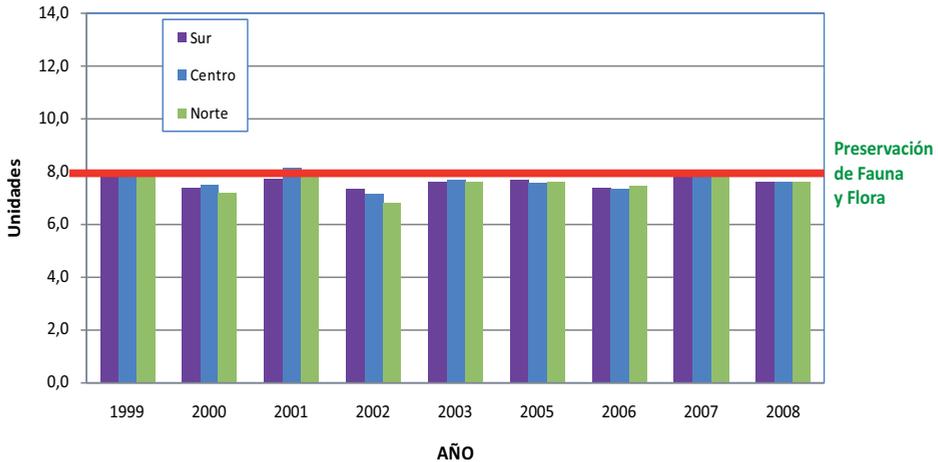


Figura 8.7 Niveles medios de pH en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES TOTALES

Los coliformes totales son un grupo de bacterias que han sido utilizadas durante muchas décadas como el indicador idóneo para la calidad del agua. Los coliformes totales a lo largo de los monitoreos (Figura 8.8), han permanecido, en términos generales, por debajo de los límites establecidos por la legislación para agua que va a ser destinada a recreación mediante contacto secundario, es decir, deportes náuticos y pesca. Sin embargo, específicamente para los años 2007 y 2008, no se han presentado condiciones que indiquen que el agua sea apta para recreación mediante contacto primario (natación y buceo). Debido a la naturaleza estadística de la prueba de laboratorio, los investigadores al graficar coliformes utilizan unidades logarítmicas (dando prioridad al exponencial, para el caso 10), como aparece en las gráficas de coliformes totales y fecales.

Comparando la concentración de coliformes totales con la concentración permisible dada por la legislación colombiana, para los años 2007 y 2008 el agua de la Laguna de Sonso es apta (sobre el límite) para el riego de hortalizas de tallo corto y frutas que se consuman sin quitar la cáscara (Figura 8.9).

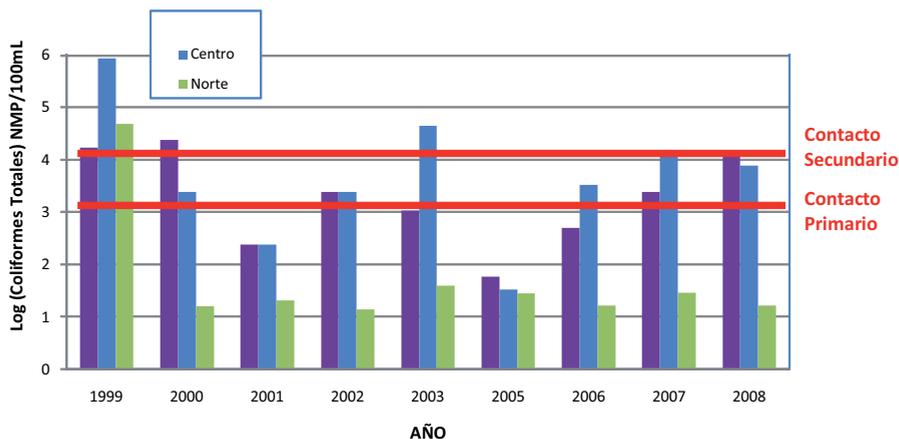


Figura 8.8 Concentración de coliformes totales en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

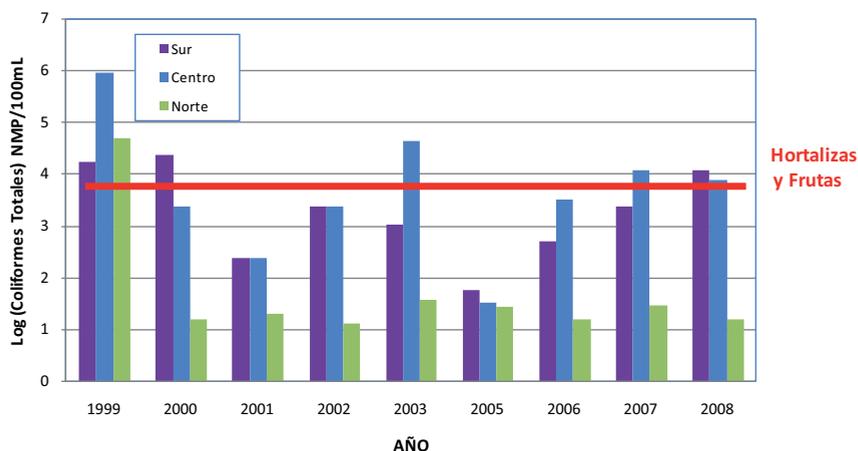


Figura 8.9 Concentración de coliformes totales en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES FECALES

Los coliformes fecales son exclusivamente de origen fecal (a diferencia de los coliformes totales) por lo tanto su presencia es debida a vertimiento o presencia de excretas de animales de sangre caliente. Los coliformes fecales usualmente no sobreviven mucho tiempo fuera del intestino excepto en aguas tibias de climas tropicales, por esta razón son utilizados como indicadores de contaminación fecal reciente. Para los monitoreos realizados, y específicamente para los años 2007 y 2008, los coliformes fecales (Figura 8.10), en los tres sitios de muestreo en la laguna, han permanecido

por encima de los límites establecidos por la legislación para agua que va a ser destinada a recreación mediante contacto primario (natación y buceo).

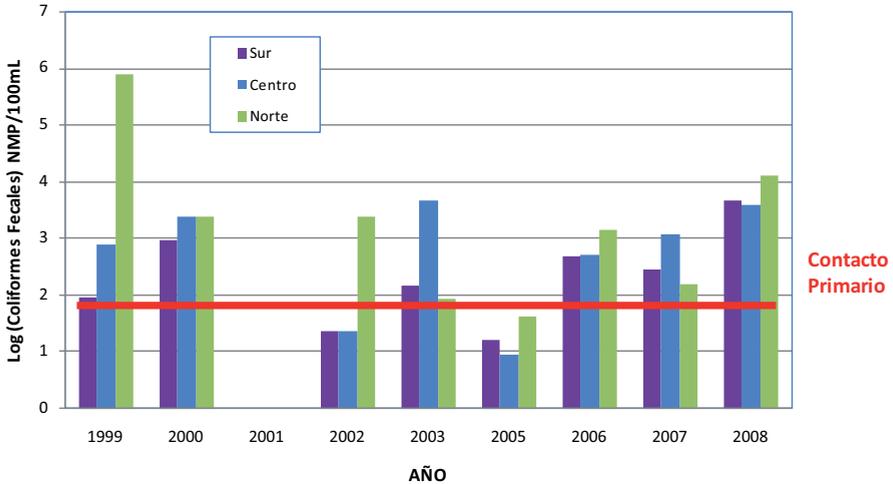


Figura 8.10 Concentración de coliformes fecales en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

Comparando la concentración de coliformes fecales con la concentración permisible dada por la legislación colombiana para uso agrícola, para el año 2008 el agua de la Laguna de Sonso no fue apta para el riego de hortalizas de tallo corto y frutas que se consuman sin quitar la cáscara (Figura 8.11).

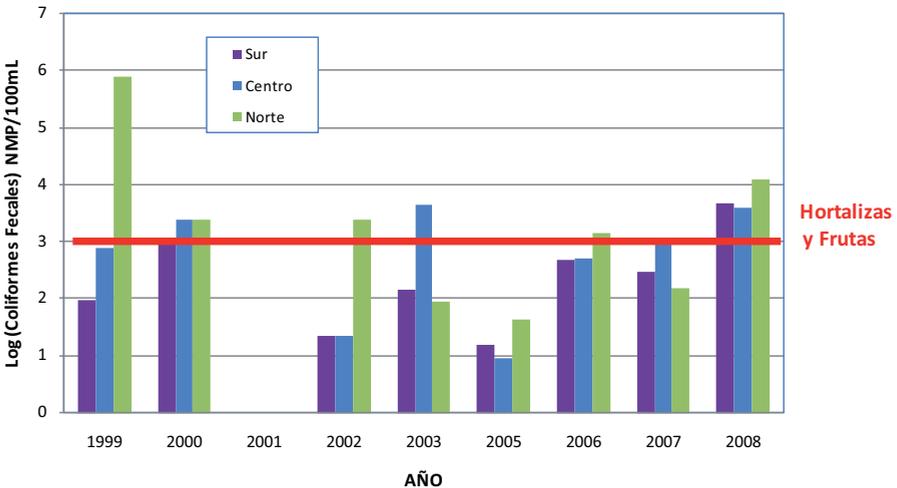


Figura 8.11 Concentración de coliformes fecales en la Laguna de Sonso, entre 1999 y 2008

Tributarios de la Laguna de Sonso

CARGA DE NITRÓGENO

Las cargas de nitrógeno recibidas por la laguna por sus principales tributarios durante los últimos diez años aparecen en la Figura 8.12.

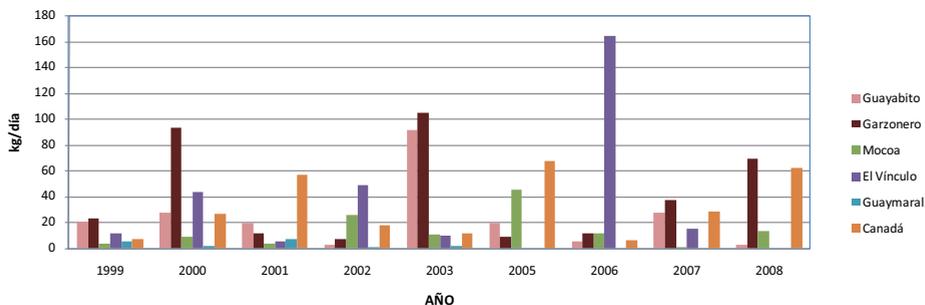


Figura 8.12 Carga promedio de nitrógeno por tributarios entre 1999 y 2008

Las acequias Canadá y Garzonero, en términos generales, son las que han realizado el mayor aporte de carga de nitrógeno a la laguna, exceptuando el año 2006 en el cual el mayor aporte fue realizado por la acequia El Vínculo. En los años 2007 y 2008 los aportes de nitrógeno por estos dos afluentes son del mismo orden y los mayores. La acequia Canadá recibe aguas residuales de una porcícola y de la empresa Pronavícola S. A. La acequia Garzonero a su vez recibe aportes originados por el arrastre y escorrentía posiblemente con fertilizantes aplicados en exceso a los cultivos de caña de azúcar.

CARGA DE FÓSFORO

Las cargas de fósforo recibidas por la laguna por sus principales tributarios durante los últimos diez años aparecen en la Figura 8.13.

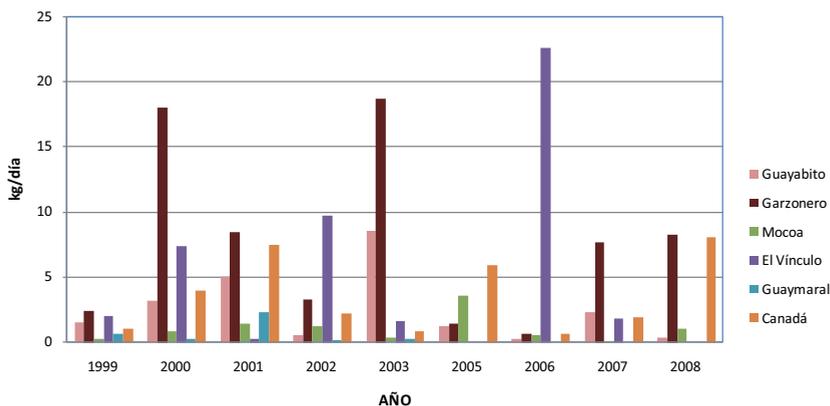


Figura 8.13 Carga promedio de fósforo por tributarios entre 1999 y 2008

Nuevamente el zanjón Garzonero ha sido históricamente el mayor aportante de carga de fósforo a la laguna, lo cual se mantiene en los años 2007 y 2008, seguido, para estos dos años, de la acequia Canadá, manteniendo una similitud con los aportes de nitrógeno.

APLICACIÓN DEL MODELO DE EUTROFICACIÓN

Las aguas lénticas pueden tener concentraciones elevadas de fósforo y nitrógeno procedentes, tanto de los vertimientos de origen urbano o industrial, en forma de contaminación puntual, o como resultados de prácticas agrarias y ganaderas, en forma de contaminación difusa. Estas concentraciones pueden desencadenar el proceso de eutroficación según el cual las aguas naturales son fertilizadas con estas sustancias —fósforo y nitrógeno— en forma asimilable por la vegetación acuática, lo que origina el crecimiento de la población vegetal, el incremento de la productividad en todos los niveles de la cadena alimentaria y una degradación de las características físico-químicas del agua que, si es muy elevada, resulta incompatible con los usos múltiples de recurso hídrico (Moneris y Marzal, 2003).

Las altas concentraciones de nutrientes en un momento dado se pueden constituir en un problema puesto que esto incrementa la actividad bacteriana favoreciendo el crecimiento de macro y microalgas, así como de plantas acuáticas no deseadas. La eutroficación, aunque es un proceso que de forma lenta puede tener un origen natural, hoy en día es fundamentalmente de carácter cultural, es decir, acelerado por el aporte continuo de nutrientes de origen antropogénico.

El Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), centro especializado de la Organización Panamericana de la Salud / Organización Mundial de la Salud (OPS/OMS), llevó a cabo durante toda la década de los ochenta, un programa regional para el desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos/embalses cálidos tropicales de América Latina y el Caribe. Para el desarrollo del modelo se ejecutó un programa de recolección de datos mínimos de la calidad del agua de lagos/embalses tropicales en el cual participaron 40 lagos/embalses de 15 países. Colombia participó con dos embalses (El Guajaro y El Peñol) y una laguna, la Laguna de Sonso. Durante esos años la CVC generó la información de calidad del agua de la laguna la cual fue enviada periódicamente al CEPIS.

El modelo empírico de clasificación trófica basado en fósforo total desarrollado por el CEPIS, denominado LACAT, se probó con datos de otros cuerpos de agua cálidos tropicales de África y se comparó con las clasificaciones de estado trófico reportadas por los investigadores africanos. El desempeño del modelo fue bueno y la concordancia general de las categorías reportadas con las estimadas, confirma la universalidad del modelo CEPIS,

por lo tanto su utilidad como una herramienta de predicción para determinar el estado trófico de cualquier lago/embalse cálido tropical (CEPIS 1990). Siendo el modelo, desarrollado y validado para lagos tropicales, se considera apropiado para la evaluación de eutroficación de la Laguna de Sonso.

El concepto de nutriente limitante se basa en la premisa que, dada una determinada estequiometría celular de las plantas acuáticas, el nutriente que controlará la máxima cantidad de biomasa vegetal es aquel que primero se consume o que alcanza un mínimo antes que los otros nutrientes relativos a tal estequiometría. La relación de nitrógeno total a fósforo total utilizada por el CEPIS es de 9:1. Así, los lagos/embalses con relaciones de nitrógeno a fósforo superiores a 9 son considerados potencialmente limitados por fósforo, mientras que aquellos cuya relación es inferior a 9 son limitados por nitrógeno (CEPIS 1990). En el proyecto desarrollado por el CEPIS la mayoría de los lagos/embalses estuvieron limitados por fósforo, por lo cual se determinó que el modelo es aplicable a lagos limitados por fósforo.

Sistema de clasificación trófica

Para la clasificación del estado trófico de los lagos, el modelo utiliza un esquema cuantitativo probabilístico, proporcionado por investigadores de diferentes países, iniciando por el estado ultra oligotrófico, siguiendo con el oligotrófico, mesotrófico, eutrófico y finalizando con el hipereutrófico (CEPIS 1990). La escala de clasificación de acuerdo con el aporte de nutrientes que recibe el lago se encuentra definida como aparece en la Figura 8.14.

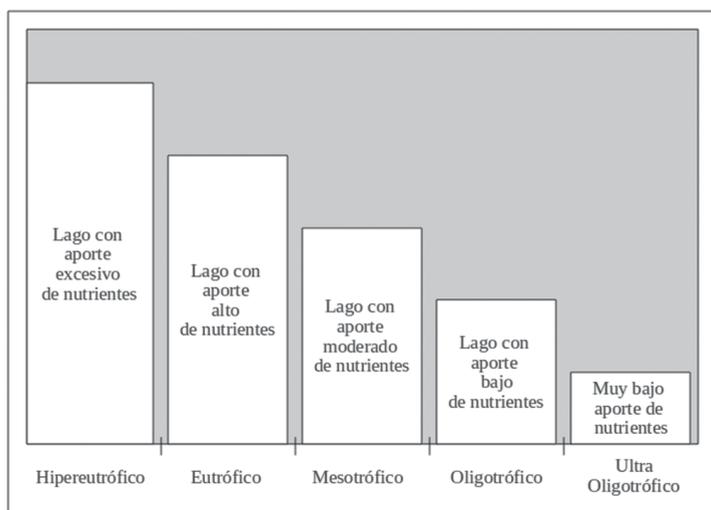


Figura 8.14 Escala de clasificación del estado trófico en lagos/embalses

El esquema probabilístico basado en la carga de fósforo en la laguna propuesto por el CEPIS establece la probabilidad de un determinado estado

trófico actual de la laguna, siendo posible también simular los efectos en la calidad, si se modifican las cargas de fósforo que entran a la laguna.

El modelo se basa en un balance de masa del nutriente limitante asumido, para el caso fósforo, representado por la ecuación:

$$P = \frac{Lp}{\frac{z}{Tw} \times \left(1 + 2Tw \frac{1}{2}\right)}$$

Donde:

P = fósforo total del lago

Lp = carga de fósforo

z = profundidad media del lago

Tw = tiempo de residencia hidráulica

$$Lp = \frac{w}{As}; Tw = \frac{V}{Qa}; w = Qa \times p$$

Donde:

w = aporte de fósforo por los afluentes

As = área superficial del lago/embalse

V = volumen del lago/embalse

Qe = aforo del effluente

Qa = aforo de los afluentes

p = fósforo que llega por los tributarios.

El esquema simplificado se resume en los siguientes pasos:

- Estimar la carga de fósforo total que entra al lago
- Determinar la concentración promedio anual de fósforo total en el lago

Las suposiciones usadas para el análisis del modelo de balance de masa para fósforo total son:

- Lago completamente mezclado
- Condiciones de estado de equilibrio representadas por el valor promedio anual
- Limitado por fósforo
- Fósforo total se usa como medida del estado trófico

Aplicación a la Laguna de Sonso

Los lagos con relaciones de nitrógeno a fósforo superiores a un valor de 9 son considerados limitados por fósforo. La relación Nitrógeno:Fósforo en la laguna es superior a 9, como se vio en la Figura 8.5, por lo que el modelo matemático propuesto por el CEPIS es aplicable a la Laguna de Sonso. Se corrió entonces el modelo para la laguna, para los años 2007 y 2008, con los valores promedio de los monitoreos realizados por la CVC.

Para el año 2007 se tiene que la carga de fósforo que entra a la laguna por los tributarios es de $0,678 \text{ g/m}^2 \text{ año}$, el valor promedio de fósforo en la laguna es de 62 mg/m^3 , que al introducirlo como información al modelo LACAT (Lagos Cálidos Tropicales), se obtiene que la laguna se encuentra con un 64,62% de probabilidad de ser mesotrófica, 32,4% de ser eutrófica y 2,6% de ser oligotrófica (Figura 8.15). Para el año 2008 la carga de fósforo que entra a la laguna por los tributarios es de $0,867 \text{ g/m}^2 \text{ año}$, el valor promedio de fósforo en la laguna es de 59 mg/m^3 , que al introducirlo como información al modelo LACAT se obtiene que en el año 2008. Con base en los niveles de nutrientes monitoreados, coliformes, y oxígeno disuelto, la laguna se encontraba con un 68,6% de probabilidad de ser mesotrófica, 27,7% de ser eutrófica y 3,5% de ser oligotrófica (Figura 8.15), lo cual indica que la laguna está recibiendo un aporte moderado de nutrientes, por lo cual se clasifica predominantemente como mesotrófica (Tabla 8.2).

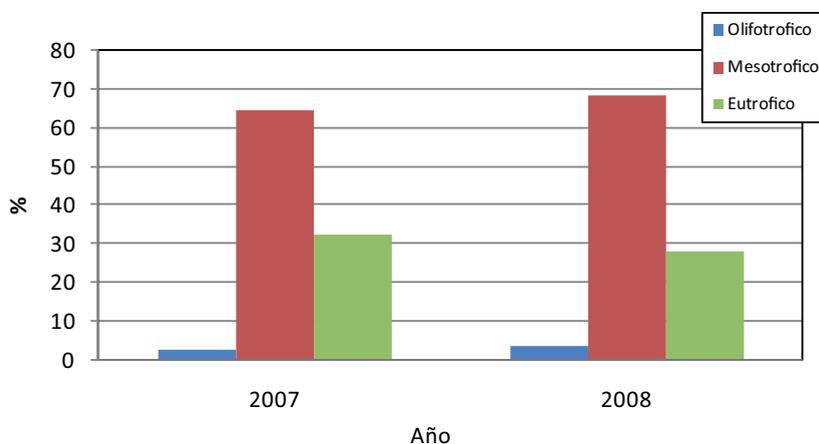


Figura 8.15 Niveles de eutrofización en la Laguna de Sonso, años 2007 y 2008

Tabla 8.2. Características de los estados tróficos de lagos/embalses

Condiciones limnológicas	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Biomasa	Bajo	Mediano	Alto
Niveles generales de producción	Bajo	Mediano	Alto
Contenido de oxígeno hipolimnético	Alto	Variable	Bajo
Fracción de algas verde-azuladas	Bajo	Mediano	Alto
Deterioro del uso múltiple	Bajo	Variable	Alto

Fuente: Modelo LACAT

Simulación de escenarios

Dado que el modelo permite simular diferentes condiciones tróficas, es posible plantear escenarios y predecir la respuesta de la laguna a situaciones futuras. Inicialmente se determinaron las cargas de fósforo que deben llegar a la laguna para alcanzar los estados tróficos de oligotrófico (deseable), mesotrófico (aceptable) y eutrófico (no deseable) (Figura 8.16), así como la concentración de fósforo alcanzada en la laguna (Figura 8.17).

Para que la laguna alcance un estado predominantemente oligotrófico (con aporte bajo de nutrientes), la carga máxima que debe ingresar por tributarios es de $0,24 \text{ g/m}^2 \text{ año}$, con lo cual se llegaría a una concentración media de fósforo en la laguna de 19 mg/m^3 ; esto se lograría si la carga de fósforo por los tributarios Garzonero y Canadá se reduce en un 75%. Para que mantenga un estado mesotrófico la carga máxima de fósforo que puede ingresar por los tributarios es de $0,66 \text{ g/m}^2 \text{ año}$ lo cual conduce a una concentración media de fósforo en la laguna de 46 mg/m^3 ; esto se logra si el aporte de fósforo por los tributarios Garzonero y Canadá se reduce en un 30%. Para que la laguna alcance un estado de eutrofización elevado, es decir alto grado de deterioro de la calidad del agua, (77,2% de probabilidad de ser eutrófico, 14,6% mesotrófico y 8,1% hipereutrófico), el valor promedio de fósforo debe llegar a 111 mg/m^3 , lo cual se alcanza entrando la laguna una carga de fósforo de $1,76 \text{ g/m}^2 \text{ año}$, correspondiente al caso en que se duplicaran las concentraciones de fósforo en los tributarios. Esto es, en el caso en que se dupliquen las concentraciones de fósforo en los tributarios, la laguna pasaría a un estado eutrófico elevado con lo cual se deterioraría notoriamente la calidad del agua.

Posteriormente se realizaron nueve (9) simulaciones, de las cuales seis corresponden a escenarios optimistas (Figura 8.18) y tres a escenarios pesimistas (Figura 8.19).

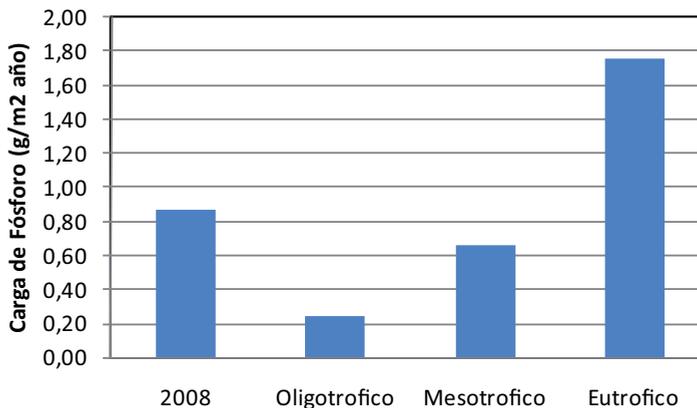


Figura 8.16 Escenarios posibles para la Laguna de Sonso con base en valores de fósforo

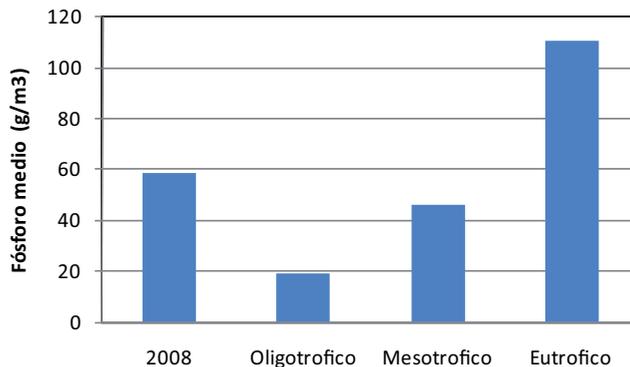


Figura 8.17 Escenarios posibles para la Laguna de Sonso con base en el promedio de fósforo

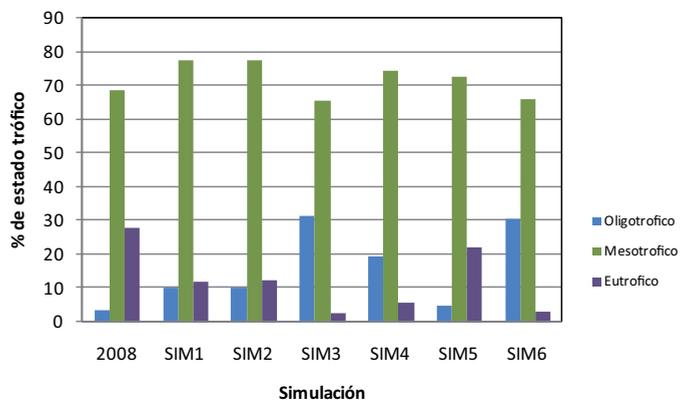


Figura 8.18 Simulación de escenarios positivos para la Laguna de Sonso

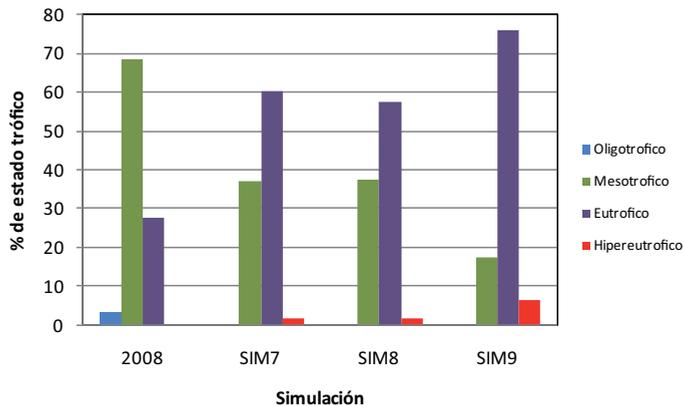


Figura 8.19 Simulación de escenarios negativos para la Laguna de Sonso

Simulación 1: Si el aporte de fósforo por el tributario Garzonero se reduce a la mitad, el valor promedio de fósforo en la laguna sería de 47 mg/m^3 , la laguna incrementaría la tendencia a ser mesotrófica y la probabilidad de eutrófica se reduciría de 27,7% a 11,9%, lo cual implica una mejora notable en la calidad y disminución de crecimiento de vegetación acuática.

Simulación 2: Si el aporte de fósforo por el tributario Canadá se reduce a la mitad, similar a la simulación 1, el valor promedio de fósforo en la laguna sería de 47 mg/m^3 , la laguna incrementaría la tendencia a ser mesotrófica y la probabilidad de eutrófica se reduciría de 27,7% a 12,2%, lo cual implica una mejora notable en la calidad y disminución de crecimiento de vegetación acuática.

Simulación 3: Si se realizan acciones tendientes a disminuir la concentración de fósforo en ambos tributarios logrando reducir esta concentración a la mitad, se tendría una laguna predominantemente mesotrófica de 65,5%, pero con una alta probabilidad de oligotrófica (31,4%), y una mínima probabilidad de eutrófica de 2,8%, el ingreso de fósforo a la laguna sería de $0,467 \text{ g/m}^2 \text{ año}$, para tener en la laguna una concentración media de 34 mg/m^3 de fósforo.

Simulación 4: Si el aporte de fósforo por el tributario Canadá se reduce en un 80%, el valor promedio de fósforo en la laguna sería de 39 mg/m^3 , la laguna incrementaría la tendencia a ser mesotrófico (74,5%) con una buena probabilidad de oligotrófico (19,6%), y una mínima probabilidad de eutrófico de 5,8%.

Simulación 5: Si la carga que entra por Garzonero y Canadá se mantiene pero desaparecen los demás tributarios, la calidad del agua de la laguna no se vería afectada significativamente, predominaría el estado mesotrófico (72,9%) y tendría 27,7% de probabilidad de ser eutrófica y 3,5% de ser oligotrófica.

Simulación 6: Si la carga que entra por Canadá se suprime y permanecen los demás afluentes, la concentración media de fósforo en la laguna sería de 34 mg/m^3 , la mejora en la calidad sería evidente alcanzando una probabilidad de 30,5% de ser oligotrófica, 66,2% de probabilidad de ser mesotrófica y llegando a probabilidad mínima de eutrofia de 2,9%.

Simulación 7: Si la carga que entra por Garzonero se duplica la concentración media de fósforo en la laguna sería de 83 mg/m^3 , el deterioro sería evidente alcanzando una probabilidad de 60,4% de ser eutrófica y llegando a niveles de hipereutrofia de 1,9%.

Simulación 8: Si la carga que entra por Canadá se duplica la concentración media de fósforo en la laguna sería de 82 mg/m^3 , el deterioro sería evidente alcanzando una probabilidad de 57,8% de ser eutrófica y llegando a niveles de hipereutrofia de 1,86%.

Simulación 9: Si la carga que entra por Garzonero y Canadá se duplica la concentración media de fósforo en la laguna sería de 106 mg/m^3 , el de-

terio sería total alcanzando una probabilidad de 75,8% de ser eutrófica y llegando a niveles de hipereutrofia de 6,5%, lo cual evidencia un lago con aporte excesivo de nutrientes.

Con base en cada una de las simulaciones realizadas en este estudio, se puede concluir que existen alrededor de nueve panoramas de los posibles resultados de la variación de la concentración media de fósforo para cada uno de los tributarios de la Laguna de Sonso. En los escenarios positivos (SIM1-6), la tendencia es hacia un estado mesotrófico, e incluso para algunos casos (SIM 3 y 4), se incrementa a más de 15% la posibilidad de llegar a oligotrofia. Por otro lado, para los escenarios negativos (SIM7-9), la probabilidad más alta es la de alcanzar un estado eutrófico y se mantiene baja (<2%) la probabilidad de hipereutrofia en las simulaciones siete y ocho, sin embargo en la nueve este valor logra superar el 2%.

REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Water Works Association, Water Environment Federation and American Public Health Association, Washington, D. C.
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente - CEPIS (1990). Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales. Programa Regional CEPIS/OPS. Lima, Perú.
- Hernández, M. F. (2005). Estudio de la Calidad del Agua y Estado Trófico de la Laguna de Sonso. Tesis de Maestría para optar al Título de Maestría en Ingeniería con Énfasis en Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle.
- López, E. & E. Soto. (1993). Diagnóstico de Eutroficación del Embalse Ignacio Allende. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Guanajuato, México.
- Moneris, M. M. & D. P. Marzal (2003). Modelación de la Calidad del Agua, Notas de clase. Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.
- Romero, J. A. (2005). Calidad del Agua. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Bogotá, Colombia.

PARTE 3

**MÉTODOS DE ESTUDIO
PARA LA EVALUACIÓN
DE LA CONTAMINACIÓN**

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES HIDROBIOLÓGICAS Y SU USO COMO BIOINDICADORES EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

*Zuleyma Mosquera**
*Enrique Javier Peña Salamanca***

BIODIVERSIDAD DE COMUNIDADES ACUÁTICAS Y BIOINDICACIÓN

La conservación de los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad es un tema que ha generado mucho interés en los últimos años y actualmente es considerado a nivel mundial un tema prioritario. Los ecosistemas acuáticos lóticos (ríos y arroyos) y lénticos (lagos y lagunas) merecen extrema atención, ya que son en definitiva los colectores de vertidos de la actividad humana con un origen puntual (efluentes industriales y domésticos), como difuso (producto de las actividades agrícolas y de minería). Estos ecosistemas mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres, por lo que los impactos como la contaminación inducen a cambios en la estructura de las comunidades, la función biológica de los sistemas acuáticos y al propio organismo, afectando su ciclo de vida, crecimiento y su condición reproductiva (Bartram & Ballance, 1996). Por este motivo, algunos organismos pueden proporcionar información de cambios físicos y químicos en el agua, ya que a lo largo del tiempo revelan modificaciones en la composición de la comunidad (Laws, 1981).

* Candidata a MSc. Bióloga con énfasis en Recursos Naturales, Universidad Tecnológica del Chocó. zummur@gmail.com

** PhD. Departamento de Biología, Universidad del Valle. enrique.pena@correounivalle.edu.co

La pérdida de la biodiversidad de estos ambientes se halla por lo tanto sujeta a la degradación de los recursos acuáticos, cuya calidad se ha evaluado históricamente mediante parámetros físico-químicos, pese a que la contaminación del agua es ante todo un problema biológico. Sin embargo, desde los años cincuenta, se han venido implementando las evaluaciones biológicas de la calidad de las aguas, reemplazando o complementando progresivamente a las medidas físico-químicas. Éstas últimas, por sí solas no proveen de información adecuada acerca de los efectos de perturbaciones sobre los organismos vivos, ya que sólo reflejan las condiciones puntuales en que son tomadas las muestras.

Desde hace varios años muchos países han generado conocimientos y desarrollo de técnicas de biomonitorio basado en indicadores biológicos, a través de la evaluación de reacciones e índices de sensibilidad de organismos vivos ante la presencia de sustancias contaminantes en los sistemas acuáticos. Los llamados índices biológicos informan de la situación, tanto momentánea, como de lo acontecido algún tiempo antes de la toma de muestras, es decir, es como tener información del presente y pasado de lo que está sucediendo en las aguas (Alba-Tercedor, 1996). La literatura revela que de los organismos acuáticos, los macroinvertebrados y microalgas son los dos grupos que a menudo se recomienda usar en evaluaciones de la calidad del agua (Hellawell, 1986; Kelly & Whitton, 1995; Roldán, 1999; Peña et al., 2005). El uso de estos indicadores biológicos se está proponiendo como una nueva herramienta para conocer la calidad del agua, esto no quiere decir que desplace al método tradicional de los análisis físicoquímicos. Su uso simplifica en gran medida las actividades de campo y laboratorio, ya que su aplicación sólo requiere de la identificación y cuantificación de los organismos basándose en índices de diversidad ajustados a intervalos que califican la calidad del agua.

La contaminación de un sistema acuático se refleja en las poblaciones a través del desarrollo simultáneo de tres clases de fenómenos: 1) modificación de la estructura poblacional, 2) aparición y proliferación de especies asociadas a determinados aportes y 3) desaparición más o menos rápida y gradual de la totalidad o parte de la población inicial (Montejano et al., 1999). Es así como la presencia o ausencia de determinadas especies permite efectuar un diagnóstico del nivel de contaminación del sistema estudiado, y en comparación con los análisis químicos o de toxicidad, este método es de relativo bajo costo y sencillo de implementar. Sin embargo, la denominación de una especie como indicadora requiere de conocimiento previo respecto a su composición comunitaria bajo condiciones normales, incluyendo el ciclo de vida de las especies, su estacionalidad y sus variaciones naturales, de manera que sea posible comparar las condiciones antes y después de una perturbación ambiental (Raz-Guzmán, 2000).

Indicadores biológicos

PLANCTON

La importancia de emplear algas como indicadores biológicos se debe a su relación con la eutrofización. En aguas libres, como de lagos, es el único grupo de organismos que se puede utilizar para investigar el enriquecimiento orgánico. La toma de muestras es fácil, pero la obtención de muestras cuantitativas es difícil especialmente para formas que estén atadas. La tolerancia de las algas a la contaminación orgánica es muy conocida, sin embargo no son útiles como indicadores de contaminación por biocidas o por metales pesados (Luján, 2000).

De las microalgas, las diatomeas son preferidas para los monitoreos debido a que es el grupo autotrófico dominante, además de que su identificación es simple. Las ventajas de su uso es que son cosmopolitas, algunas especies son muy sensibles a cambios ambientales y en algunos casos de periodos muy largos, mientras que otras muy tolerantes. El muestreo es sencillo y rápido, pueden cultivarse para estudiarlas en diseños experimentales (Toro et al., 2003). El fitoplancton se ha usado ampliamente como indicador del estado trófico de las masas de agua y existe abundante bibliografía sobre ello, siendo adecuado para la determinación y seguimiento de presiones fisicoquímicas. Además, el fitoplancton es indicador de las presiones hidromorfológicas que determinan cambios en la tasa de renovación del agua de lagos y embalses, así como también es un indicador de cambios a corto plazo, debido a que sus ciclos vitales son cortos y responden rápidamente a los cambios ambientales.

Para la Laguna de Sonso se reporta la presencia de un total de 34 especies de microalgas, pertenecientes a la clase de las Bacillariophyceae. *Synedra* sp. es la especie más común, seguida de *Navicula rostellata*, *Gomphonema gracile*, *Fragilaria ulna* y *Pinnularia* sp. (Tabla 9.1).

BENTOS

En el medio acuático se consideran como macroinvertebrados a aquellos organismos animales que, por su tamaño relativamente grande son retenidos por redes de luz de malla de entre 250-300 μm , y son visibles al ojo humano, no muy inferiores de 0,5 mm pero habitualmente mayores de 3 mm. La gran mayoría de los mismos (alrededor del 80%) corresponden a grupos de artrópodos, y dentro de estos los insectos (en especial sus formas larvarias); también se encuentran oligoquetos, hirudíneas y moluscos y con menor frecuencia celentéreos o platelmintos. Los macroinvertebrados son el grupo dominante en los ríos y también se encuentran en el litoral y fondos de lagos y humedales. De todos los organismos que se encuentran dentro de un sistema acuático, los macroinvertebrados bentónicos ofrecen ventajas para ser usados como indicadores de contaminación (Figueroa et al., 1999; Figueroa et al., 2003).

Tabla 9.1 Especies de diatomeas presentes en la Laguna de Sonso

Especie	
<i>Achanthidium exiguum</i> (Grunow)	<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst)
<i>Aulacoseira sp</i> (Thwaites)	<i>Hannaea sp</i> (Patrick)
<i>Caloneis sp</i> (Cleve)	<i>Hemiaulus sp</i> (Ehrenberg)
<i>Craticula sp</i> (Grunow)	<i>Karayevia sp</i> (Round)
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (Kützing)	<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleish)
<i>Cymatopleura sp</i> (Smith)	<i>Navicula rostrellata</i> (Kützing)
<i>Cymbella affinis</i> (Kützing)	<i>Nitzchia palea</i> (Kützing)
<i>Diatoma sp</i> (Bory de St. Vicent)	<i>Nupela sp</i> (Vyverman & Compère)
<i>Diatomella sp</i> (Greville, 1855)	<i>Pinnularia sp</i> (Ehrenberg)
<i>Didymophenia sp</i> (Schmidt)	<i>Reimeria sp</i> (Kociolek & Stoemer)
<i>Encyonema perpusillum</i> (Cleve)	<i>Rhoicosphenia sp</i> Grunow)
<i>Epithemia sp</i> (Kützing)	<i>Rossithidium sp</i> (Round)
<i>Eunotia sp</i> (Ehrenberg)	<i>Sellaphora sp</i> (Mereschkowsky)
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitz.)	<i>Stephanodiscus sp</i> (Ehrenberg)
<i>Fragilariforma sp</i> (Williams & Rond)	<i>Surirella sp</i> (Turpin)
<i>Gomphoneis sp</i> (Cleve)	<i>Synedra sp</i> (Ehrenberg.)
<i>Gomphonema gracile</i> (Ehrenberg)	<i>Urosolenia sp</i> (Round & Crawford)

Los macroinvertebrados indican alteraciones a medio y largo plazo, ya que sus especies poseen ciclos de vida entre menos de un mes hasta más de un año. Su valor indicador abarca un ámbito temporal intermedio que complementa el de otros elementos biológicos con tiempos de respuesta más cortos (como el fitobentos), o más largos como los peces. Cualquier tipo de substrato puede constituirse en hábitat adecuado para estos organismos incluyendo grava, piedra, arena, fango, detritus, plantas vasculares, algas filamentosas, troncos, etc. A consecuencia de su enorme diversidad es probable que algunos de ellos respondan a cualquier tipo de contaminación.

En la Laguna de Sonso la comunidad de macroinvertebrados bentónicos está representada por insectos, oligoquetos y gasterópodos; con los coleópteros (Insecta) como el grupo más dominante, con un total de nueve familias y 14 géneros; siendo los géneros *Tropisternus* y *Berosus*, los más abundantes (Tabla 9.2, Figura 9.1).

Tabla 9.2 Composición de los macroinvertebrados de la Laguna de Sonso entre 1998 y 2006

Familia	Género	Registros			
		Escobar (1998)	CVC (2001)	CVC (2003)	CVC (2006)
Dytiscidae	<i>Thermonectus</i>		•	•	
Hydrophilidae	<i>Berosus</i>		•	•	•
	<i>Tropisternus</i>			•	•
Elmidae	<i>Macrelmis</i>			•	
	<i>Disersus</i>		•	•	
	<i>Cylloepus</i>		•	•	
	<i>Heterelmis</i>				•
Staphylinidae	<i>Stenus</i>		•	•	
Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>		•	•	
Psephenidae	<i>Psephenops</i>		•	•	
Dryopidae	<i>Elmoparnus</i>				•
	s.i.*				•
Curculionidae	s.i.*				•
Limnichidae	<i>Limnichidae</i>	•			
Culicidae	<i>Culex</i>		•	•	
	<i>Culex ?</i>	•		•	
Chironomidae	<i>Chironomus</i>				•
	s.i.*				•
Ceratopogonidae	<i>Stilobezzia</i>				•
Simuliidae	<i>Simulium</i>		•	•	
Stratyomidae	<i>Odontomyia</i>		•	•	
Psychodidae	s.i.*		•	•	
Tipulidae	<i>Tipula ?</i>		•	•	
Blephariceridae	<i>Limonicola</i>		•	•	
Tabanidae	<i>Chrysops</i>		•	•	
	<i>Tabanus</i>		•	•	
Libellulidae	<i>Dythemis</i>	•	•	•	•
	<i>Macrothemis</i>	•	•	•	
Coenagrionidae	<i>Argia</i>		•	•	
	<i>Telebasis</i>		•	•	
	<i>Ischnura</i>	•	•	•	
	<i>Acanthagrion</i>		•	•	
Aeshnidae	<i>Aeshna</i>		•	•	
Calopterigidae	<i>Hetaerina</i>		•	•	
Notonectidae	<i>Buenoa</i>		•	•	
Gerridae	<i>Limnogonus</i>		•	•	
	<i>Trepobates</i>		•		

Sigue>>

Tabla 9.2 (Cont.)

Familia	Género	Registros			
		Escobar (1998)	CVC (2001)	CVC (2003)	CVC (2006)
Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>			•	
	<i>Mesoveloidea</i>		•	•	
Corixidae	<i>Tenegobia</i>				•
Hydrometridae	<i>Hidrometra</i>		•	•	
Naucoridae	<i>Pelocoris</i>		•	•	
Vellidae	<i>Huseyella</i>	•			•
Baetidae	<i>Dactylobaetis</i>		•	•	
Acari (orden)	<i>Morpho 1</i>		•	•	
	<i>Morpho 2</i>		•	•	
Palaemonidae	<i>Macrobrachium</i>		•	•	
Cambarinae	<i>Procambarus</i>				
Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>				•
Mycetopodidae	<i>Mycetopoda</i>	•	•	•	
	<i>Anodontites</i>	•	•	•	
Lymnaidae	<i>Lymnaea</i>		•	•	
	<i>Gyraulus</i>		•	•	
Planorbidae	<i>Helisoma</i>				•
	<i>Biomphalaria</i>				•
Physidae	<i>Physa</i>				•
Thiaridae	<i>Hemisinus</i>				•
	s.i.*				•
Ampullaridae	<i>Pomacea</i>	•	•	•	•
Planariidae	<i>Dugesia</i>		•	•	
	<i>Tubifex</i> sp 1		•	•	•
Tubificidae	<i>Tubifex</i> sp 2				•
	<i>Tubifex</i> sp 3				•
	<i>Limnodrilus</i>		•	•	
Enchytraeidae	<i>Lumbricilus</i>				•
	s.i.*				•
Naididae	<i>Nais</i>				•
Hirudinea (clase)	1		•		
Total de familias reportadas		8	29	29	18

*s.i: sin identificar

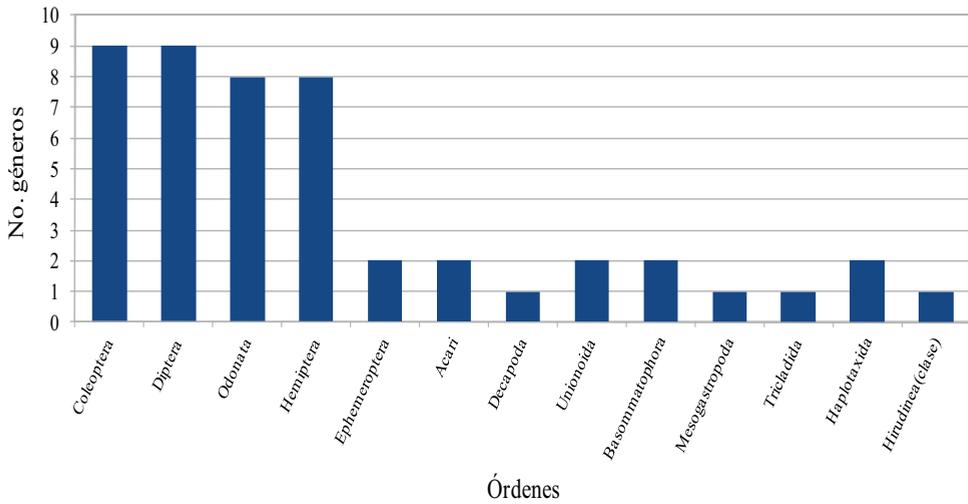


Figura 9.1 Órdenes dominantes en la Laguna de Sonso

PECES

Este grupo es el único que es monitoreado fácilmente y por ser el ápice de la cadena alimentaria, refleja efectos de contaminación directa e indirecta. Los peces tienen características que los diferencian de otros elementos biológicos y los hacen complementarios ineludibles. Su mayor longevidad (hasta 20 y 30 años), permite a los peces ser testigos e indicadores de impactos históricos a las masas de agua. Además, su mayor tamaño y movilidad les permiten jugar un papel muy importante en los ecosistemas, al influir en el flujo de energía y en el transporte de sustancias y elementos, por todo esto, son indicadores de cambio a largo plazo. Los peces se consideran útiles para la detección y seguimiento de las presiones hidromorfológicas que produzcan a la alteración del hábitat con cambios en profundidad y anchura del río, velocidad del agua, composición granulométrica, morfología del lecho y vegetación de ribera así como la continuidad del río. La ictiofauna también es sensible a las *presiones fisicoquímicas* que se produzcan, tales como la contaminación del agua, eutrofia y aparición de toxicidad por algas, así como la desoxigenación del agua.

Las metodologías de muestreo son muy avanzadas comparadas con la de otros grupos de organismos y existe una amplia información sobre el tema. Los métodos basados en la extracción directa de los peces que viven en una zona intermedia son quizás los más usados en el estudio de los peces de aguas continentales. En ellos pueden emplearse redes de mano, de formas y tamaños diversos así como también equipos de pesca eléctrica (Bervoets, 1996).

MACRÓFITAS

Los macrófitas engloban distintos grupos de comunidades vegetales. Este término se refiere a las plantas acuáticas visibles a simple vista, entre las que se encuentran principalmente plantas vasculares acuáticas, aunque se incluyen también briofitos (musgos acuáticos, hepáticas), microalgas y cianobacterias. Las macrófitas de aguas continentales representan algo más del 1% del total de la flora vascular mundial y constituyen un grupo interesante por su alto grado de especialización y simpleza corporal, así también por el uso potencial que tienen como alimento, fertilizante, productoras de biogás, depuradoras de aguas servidas o como bioindicadoras de condiciones límnicas (Ramírez et al., 1982). Las ventajas del uso de macrófitas como indicadoras radican en que son estacionarias y su recolección es fácil debido a su tamaño y ubicación en el cuerpo de agua (orillas). El muestreo cualitativo de estos organismos incluye una observación visual y recolección de los tipos más representativos del área de estudio. La comunidad de macrófitas tienen influencia del clima, la geología y el tipo de sustrato.

Los macrófitos se consideran útiles para la detección y el seguimiento de las presiones fisicoquímicas que produzcan reducción de la transparencia del agua, variación de la mineralización (conductividad y salinidad) y eutrofia. Son sensibles a las presiones hidromorfológicas que produzcan variaciones del régimen de caudal, continuidad del río y características morfológicas del lecho de los ríos. Los hidrófitos reflejan este tipo de alteraciones respondiendo normalmente con un aumento de la cobertura de estas especies, variación del nivel del agua en lagos o cambios en la duración del periodo de inundación en humedales y variación de las características morfológicas del vaso en lagos.

ÍNDICES BIOLÓGICOS

El análisis de las comunidades requiere utilizar expresiones matemáticas sencillas empleando para ello datos taxonómicos y de tolerancia. En general se utilizan tres tipos de índices: índices de diversidad, índices sapróbicos e índices bióticos.

Índices de diversidad

Los índices de diversidad son expresiones matemáticas que usan tres componentes de la estructura de la comunidad: riqueza (número de especies presentes), equidad (uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies) y abundancia (número total de organismos presentes), para describir la respuesta de una comunidad a la calidad de su ambiente. La suposición del planteamiento de la diversidad es que los ambientes no alterados se caracterizan por tener una alta diversidad o riqueza, una distribución uniforme de individuos entre las especies y una moderada a alta can-

tividad de individuos. En ambientes contaminados con desechos orgánicos degradables, la comunidad generalmente responde con un descenso de la diversidad con pérdida de organismos sensibles, aumento en la abundancia de los organismos tolerantes las cuales ahora tienen una fuente enriquecida de alimentos, y por supuesto un descenso de la equidad. En contraste, la respuesta a tóxicos no degradables o contaminación ácida, se traduce en un descenso tanto de la diversidad, como de la abundancia así como en la eliminación de organismos sensibles, además que no hay fuentes adicionales de alimento para las formas tolerantes (Metcalf, 1989).

Los índices de diversidad más usados para medir la calidad del agua son:

1. Índice de Shannon-Wiener (Shannon & Wiener, 1949), cuya expresión es:

$$D = -\sum (n_i/N) \log_2 (n_i/N)$$

2. Índice de Simpson (Simpson, 1949)

$$D = \frac{1 - n_i * (N_i - 1)}{N(N - 1)}$$

3. Índice de Margalef (Margalef, 1980)

$$D = \frac{S - 1}{\log_2 N}$$

Donde:

D: Valor de la diversidad

N: Número de individuos de la muestra

n_i : Número de individuos de la especie

S: Número de especies

En la Tabla 9.3 se presentan los valores de diversidad de la comunidad perifítica de diatomeas de la Laguna de Sonso, calculada mediante los diferentes índices ecológicos mencionados anteriormente.

Tabla 9.3 Diversidad de la comunidad perifítica de diatomeas en tres estaciones de muestreo ubicadas en la Laguna de Sonso

Índices	E1	E2	E3
Individuos (No.)	300	300	300
Shannon-Wiener	2,114	2,125	1,915
Simpson	0,834	0,850	0,797
Margalef	2,104	1,929	1,870

Índices sapróbicos

El término “saprobia” significa la dependencia de un organismo sobre las sustancias orgánicas descompuestas como fuente de alimento. Este índice parte del hecho de que algunos organismos (protozoos, bacterias, hongos y algas), se desarrollan preferentemente en aguas con presencia de mucha materia orgánica. Este sistema fue propuesto por Kolkwitz y Marsson en 1909, constituyéndose en el primer intento para establecer un índice biológico que refleje los distintos estados de deterioro y progresiva recuperación de las comunidades de organismos como respuesta al efecto del enriquecimiento orgánico de las aguas producido por un vertido de esta naturaleza. El índice sapróbico está basado en la presencia de especies indicadoras que reciben un valor sapróbico dependiente de su tolerancia frente a la polución; estos valores varían de 0 a 8 o sea de menor a mayor tolerancia. Conforme a este sistema la calidad del agua se distingue en 10 niveles basados en parámetros relacionados a la polución orgánica como el DBO, OD y H₂S (Tabla 9.4).

Tabla 9.4 Calidad del agua según el sistema de saprobiez (Bervoets, 1996)

Nivel	S	Descripción
Cataróbica	-1	Aguas puras de ríos de montaña, agua potable
Xenosapróbica	0	Aguas no contaminadas
Oligosapróbica	1	Aguas poco contaminadas
β-mesosapróbica	2	Aguas medianamente contaminadas
α-mesosapróbica	3	Aguas muy contaminadas
Polisapróbica	4	Aguas fuertemente contaminadas
Isosapróbica	5	Aguas de alcantarilla, dominio de ciliados
Metasapróbica	6	Pozos sépticos, zonas de H ₂ S, dominio de flagelados
Hipersapróbica	7	Aguas industriales, descomposición fuerte, bacterias
Ultrasapróbica	8	Aguas abióticas no tóxicas

Índices bióticos

Tomando en cuenta las desventajas de los otros índices, cabe pensar que el mejor método práctico para la determinación de la calidad biológica de un sistema acuático sería aquel que a partir de una muestra lo más completa posible, asocie datos cualitativos y cuantitativos. Así pues, un índice biótico será una combinación de la diversidad de ciertos grupos taxonómicos y la tolerancia a la polución en un solo índice o valor (Goitia, 2004). Los índices bióticos clasifican el grado de polución de un ecosistema acuático mediante la tolerancia o sensibilidad de un organismo a un determinado contaminante; a los indicadores de una muestra se les asigna un valor de acuerdo con la tolerancia e intolerancia (algunos índices también le dan valor a la abundancia), la suma de los valores individuales da otro valor que es la clase a la que pertenece el lugar muestreado.

Existen índices bióticos especializados para determinado grupo taxonómico y para diferentes ecorregiones. Son los más utilizados y se basan en la clasificación de los organismos según su tolerancia a la contaminación, asignándoles una puntuación cuyo rango varía según el índice utilizado. El valor de calidad para el ecosistema estudiado resulta de la suma total de los valores de cada organismo presente. Estos utilizan, principalmente a los invertebrados acuáticos, o peces (Karr et al., 1985).

Los más conocidos son el Trent Biotic Index (TBI), el IB, Chandler, el Biotic Score, o el BMWP. Existen multitud de adaptaciones mundiales de este último índice, creado en primer lugar por Hellowell (1978) para los ríos de Gran Bretaña. Alba Tercedor y Sánchez Ortega (1988) crearon la adaptación para la Península Ibérica que se denota por BMWP'. Una de las últimas adaptaciones para la Península Ibérica es la Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), de Alba Tercedor et al. (2002), creada tras acuerdo obtenido en el III Congreso Ibérico de Limnología debido a actualizaciones taxonómicas y modificaciones de alguna de las puntuaciones de las familias de macroinvertebrados. En Colombia Rondan (2003) hizo una adaptaciones de este índice, basado en los estudios realizados para Antioquia, a partir de la década los ochenta (Roldán, 1988).

En la Tabla 9.5 se muestran los resultados del índice biótico IBCA (Índice Biológico de la Calidad del Agua, Lobo et al., 2004) calculado para la comunidad perifítica de diatomeas en la Laguna de Sonso, a lo largo de tres estaciones de muestreo. Este índice está descrito por tres parámetros:

S = valor sapróbico de las especies,

h = porcentaje de ocurrencia de cada una de las especies en la muestra

vi = valor indicativo (eutrofización) de las especies.

$$IBCA = \Sigma (s \cdot h \cdot vi) / \Sigma (h \cdot vi)]$$

Los resultados de este índice muestran que el nivel de contaminación de la Laguna de Sonso varía entre moderado y fuerte (Tabla 9.5).

Tabla 9.5 IBCA obtenido en cada estación de muestreo

Estaciones	IBCA	Nivel de contaminación que indica
Estación 1	2,065	Moderada
Estación 2	1,907	Fuerte
Estación 3	2,315	Fuerte

MONITOREO EN HUMEDALES

Spellerberg (1991) define el monitoreo como “las observaciones sistemáticas de parámetros relacionados con un problema específico, diseñadas de tal manera que nos provean información sobre las características del

problema a tratar y sus cambios a lo largo del tiempo”. Por su parte, Roni (2005) lo define como “la evaluación sistemática de algo, con el propósito de coleccionar datos para responder a objetivos específicos”. Puesto de manera más sencilla, el monitoreo es determinar qué está cambiando y por qué. En ecología se usa el término monitoreo como sinónimo de las acciones para detectar un cambio en los parámetros físicos, químicos o biológicos. Se han propuesto unos elementos fundamentales de un monitoreo (Figura 9.2), por otro lado, MacDonald et al. (1991) y Roni (2005) también definen varios tipos de monitoreo de humedales (Tabla 9.6).

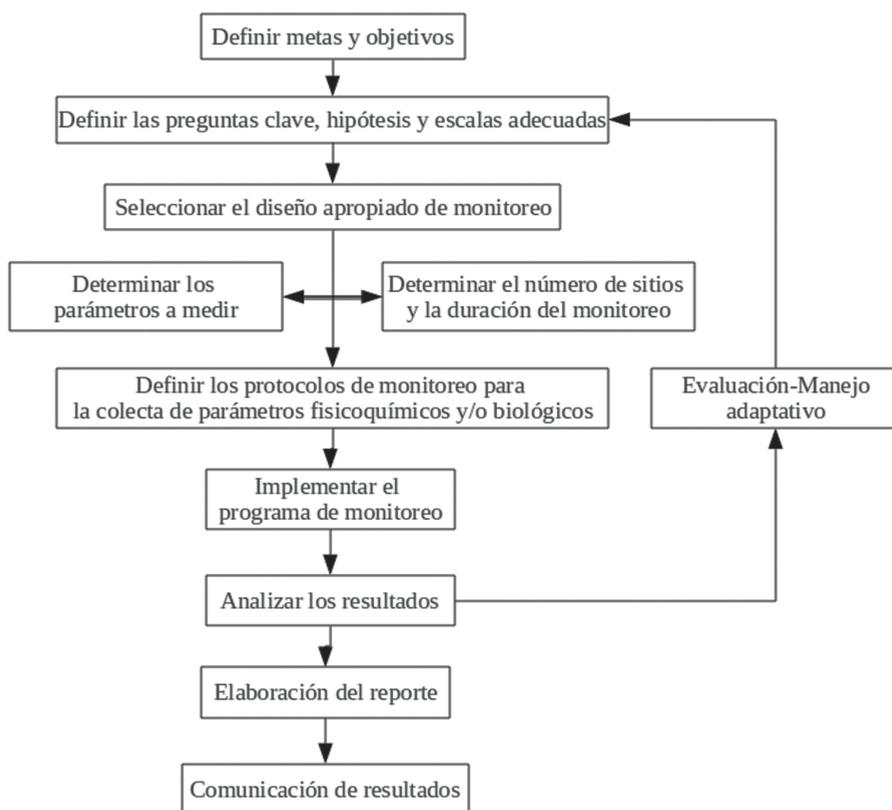


Figura 9.2 Elementos fundamentales de un monitoreo

En su Resolución 6.1, la Convención Ramsar propone un diagrama descriptivo (Tabla 9.7) para establecer un programa de monitoreo de un humedal. Este diagrama no es una receta obligatoria para ningún programa de este tipo. Simplemente establece una serie de pasos, en secuencia lógica, que pueden ser utilizados y adaptados por manejadores/administradores y planificadores de humedales, que trabajan junto con los usuarios y manejadores locales, para diseñar un programa de monitoreo basado en sus cir-

cunstances y necesidades particulares. Bajo este esquema, es necesaria la retroalimentación, de modo que haga posible la evaluación de la efectividad del programa de monitoreo para el logro de sus objetivos.

Tabla 9.6 Tipos de biomonitoreo en humedales

Tipo	Descripción	Ejemplos
Monitoreo base	Caracterización de la biota existente y de las condiciones físicas y químicas para propósitos de planeación o comparación futura.	Presencia-ausencia de peces, su distribución, entre otros.
Monitoreo del estado o condición	Caracterización de la condición (variabilidad espacial) de los atributos físicos o biológicos en un área dada.	Abundancia de peces, en un tiempo dado y en una cuenca específica.
Monitoreo de la tendencia	Evaluación de los cambios en la biota o las condiciones del ecosistema a través del tiempo.	Tendencias temporales en la abundancia de peces.
Monitoreo de implementación (administrativo)	Evaluación si el proyecto fue implementado como se planeó.	¿El responsable del proyecto plantó el número y tamaño de plantas como lo marca el plan?
Monitoreo de la efectividad de una acción	Evaluación para saber si las acciones tuvieron el efecto esperado en una cuenca, procesos físicos o en el hábitat.	¿Se incrementó el área de una represa?
Validación (investigación)	Evaluación sobre si la hipótesis es válida respecto a la relación causa-efecto entre las acciones de restauración y la respuesta obtenida (física, química o biológica).	¿El cambio en el área de la represa condujo al cambio deseado en la comunidad de peces o su abundancia?

Es importante tener en cuenta que para lograr la conservación y el uso racional de los humedales, en línea con los compromisos delineados en la Convención de Ramsar, se deben implementar cuatro acciones necesarias:

- a) Establecer la ubicación y las características ecológicas de los humedales (inventario de referencia);
- b) Evaluar el estado y las tendencias de los humedales y las amenazas que enfrentan (evaluación);
- c) Monitorear el estado y las tendencias, incluida la identificación de disminuciones en las amenazas existentes y la aparición de nuevas (monitoreo), y
- d) Empezar acciones (tanto *in situ* como *ex situ*) para corregir los cambios que provocan o pueden provocar cambios en las características ecológicas (manejo).

**Tabla 9.7 Componentes necesarios
para establecer un programa de monitoreo de un humedal**
(Secretaría de la Convención de Ramsar, 2004)

Componente	Descripción del propósito y consideraciones de cada componente
Descripción del problema	Definir claramente el problema sin ambigüedades. Indicar el alcance conocido del problema/cuestión y su causa más probable.
Objetivo	Identificar la situación básica original o de referencia. Sirve de base para la recopilación de la información. Debe ser posible lograrlo en un plazo razonable.
Hipótesis	Supuesto que permite comprobar la validez de los objetivos. Sirve de fundamento para el objetivo propuesto y puede ser comprobada.
Métodos y variables	Son específicos, según el problema que se plantee, y proporcionan la información que permite comprobar la hipótesis. Permiten detectar la presencia de cambios y evaluar su importancia. Permiten identificar o aclarar la causa del cambio.
Viabilidad/ efectividad de costos.	Establecer si el monitoreo puede realizarse, o no, de forma periódica y continua. Evaluar los factores que influyen en la labor de muestreo: disponibilidad de personal capacitado; acceso a los lugares de muestreo; disponibilidad y fiabilidad de equipo especializado; medios para analizar e interpretar los datos; utilidad de los datos y la información; medios para informar a tiempo.
Estudio piloto	Establecer si los costos para la compilación y análisis de datos pueden ser cubiertos por el presupuesto establecido. Tiempo necesario para comprobar y afinar el método y el equipo especializado. Evaluar las necesidades de capacitación del personal.
Muestreo	Confirmar los medios de análisis e interpretación de los datos. El personal debe conocer todas las técnicas de muestreo. Todas las muestras deben estar documentadas: fecha y localización; nombre del personal; métodos de muestreo; equipo utilizado; medios de almacenamiento o transporte; cualquier modificación de los métodos. Las muestras deben ser examinadas en un plazo adecuado y todos los datos deben estar documentados; fecha y localización; nombres del personal; métodos de muestreo; equipo utilizado; medios de almacenamiento o transporte; y cualquier cambio en los métodos. El muestreo y el análisis de los datos deben realizarse con métodos rigurosos y comprobados científicamente.
Análisis	Los análisis deben estar documentados: fecha y lugar (o límites del área de muestreo); nombres del personal que realizó los análisis; métodos utilizados; equipo utilizado; métodos de almacenamiento de datos.

Sigue>>

Tabla 9.7 (Cont.)

Componente	Descripción del propósito y consideraciones de cada componente
Informes	<p>Interpretar y dar a conocer todos los resultados en un tiempo y con un costo adecuados.</p> <p>El informe debe ser conciso e indicar si los resultados apoyan la hipótesis o no.</p> <p>El informe debe contener recomendaciones sobre medidas para el manejo/gestión, incluyendo nuevo monitoreo.</p>

Parámetros físico-químicos

Como ecosistemas, los humedales tienen como componente principal del ambiente el agua. Entre los parámetros que se emplean para obtener una visión general de un ecosistema acuático, se encuentran:

- Parámetros físicos. Incluyen, en primer término, la ubicación geográfica (edafología; cuenca de captación), el clima (estacionalidad, disponibilidad de agua, vientos, temperatura-régimen térmico-, relación Precipitación/Evaporación, irradianza), además, susceptibles de medirse directamente como variables en el sistema: temperatura, transparencia, conductividad y salinidad.
- Parámetros químicos. También susceptibles de medirse directamente como variables en el sistema: Nitrógeno (NH_4 , NO_3 , NO_2 , NID, NIP, NT), fósforo Reactivo Disuelto (FRD o P-PO_4), Sílice, oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno, pH, alcalinidad y dureza, material particulado y disuelto, clorofila *a*.

El número de muestras que se deben tomar estará determinado por la variación en el ambiente y el grado de precisión con que se requiere conocer el valor de las variables; la cantidad de muestra está determinada por el número y tipo de análisis que va a realizarse y por las repeticiones necesarias.

Muchos de los parámetros arriba mencionados (temperatura, pH, conductividad, salinidad) son susceptibles de ser medidos con instrumentos electrónicos para campo provistos de sensores específicos, que aportan, además de la rapidez y la minimización del esfuerzo y el tiempo invertidos, las siguientes ventajas: alta precisión; resistencia a suciedad estática; rápida respuesta; relativamente fácil mantenimiento; diferentes versiones para distintos tipos de ambientes; diversos rangos de medición (lo que podría ser una desventaja) y realizan un registro muy detallado al introducir el sensor y hacerlo descender a través de la columna de agua, o bien, procesan en el laboratorio muestras de forma masiva, sin perder exactitud.

Generalmente, para las determinaciones que no se realizan *in situ* (nutrientes) se colectan muestras de agua con una botella tipo Niskin, a diferentes profundidades de la columna de agua. Las muestras son analizadas posteriormente empleando técnicas estandarizadas (Tabla 9.8). Las técnicas de determinación coinciden o son retomados de los procedimientos de la APHA et al. (1995): Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales de los E.U.A.

Tabla 9.8 Recomendaciones para el muestreo y preservación de muestras

(Tomado de Luna et al., 2004, y modificado de la APHA, 1995)

Determinación	Recipiente	Volumen mínimo	Preservación	Almacenamiento máximo
Acidez	P,V	100	Refrigerar	14 d
Alcalinidad	P,V	200	Refrigerar	14 d
Boro	P,V	100	No requiere	6 meses
Bromuro	P,V	100	No requiere	28 d
Carbono orgánico total	P,V	100	Análisis inmediato o refrigerar y agregar H_3PO_4 o H_2SO_4 hasta $pH < 2$	28 d
Cianuro total	P,V	500	Agregar NaOH hasta $pH > 12$ refrigerar	
Cianuro clorable	P,V	500	Agregar 100 mg $Na_2S_2O_3/L$	14 d
Cloro residual	P,V	500	Análisis inmediato	0,5 h/inmediato
Clorofila	P,V	500	30 días en oscuridad	30 d
Cloruro	P,V	50	No requiere	28 d
Color	P,V	500	Refrigerar	48 h
Compuestos orgánicos				
Sustancias activas al azul de metileno	P,V	250	Refrigerar	48 h
Plaguicidas	P,V	1000	Refrigerar; agregar 1g ácido ascórbico/L si hay cloro	7 días hasta la extracción
Fenoles	P,V	500	Refrigerar; agregar H_2SO_4 hasta $pH < 2$	40 días después de extraer
DBO	P,V	500	Refrigerar	48 h
DQO	P,V	100	Analizarlo, refrigerar y agregar H_2SO_4 hasta $pH < 2$	28 días
Conductividad	P,V	500	Refrigerar	28 d
Dióxido de carbono	P,V	100	Análisis inmediato	-
Dióxido de cloro	P,V	500	Análisis inmediato	-
Dureza	P,V	100	Agregar HNO_3 , hasta $pH < 2$	6 meses
Fluoruro	P	300	No requiere	28 d
Fosfato	V(A)	100	Para fosfato disuelto filtrar inmediatamente; refrigerar	48 h
Grasas y aceites	V boca ancha, calibrado	1000	Agregar HCl hasta $pH < 2$, refrigerar	28 d

Sigue>>

Tabla 9.8 (Cont.)

Determinación	Recipiente	Volumen mínimo	Preservación	Almacenamiento máximo
Metales en general	P(A), V(A)	500	Filtrar, agregar HNO ₃ hasta pH < 2	6 meses
Cromo VI	P(A), V(A)	300	Refrigerar	24 h
Cobre, colorimetría	P(A), V(A)	500	Agregar HNO ₃ hasta pH < 2, 4°C, refrigerar	28 d
Mercurio	P(A), V(A)	500	Agregar HNO ₃ hasta pH < 2, 4°C, refrigerar	28 d
Nitrógeno				
Amoniaco	P,V	500	Agregar H ₂ SO ₄ hasta pH < , refrigerar2	28 d
Nitrato	P,V	100	Analizar lo más pronto posible o refrigerar	48 h (28 d para muestras cloradas)
Nitrato + nitrito	P,V	200	Agregar H ₂ SO ₄ hasta pH < , refrigerar2	28 d
Nitrito	P,V	500	Analizar lo más pronto posible o refrigerar	48 h
Orgánico Kjeldhal	P,V	500	Agregar H ₂ SO ₄ hasta pH < , refrigerar2	28 d
Olor	V	500	Analizar lo más pronto posible	-
Oxígeno disuelto				
Electrodo	V	300	Analizar inmediatamente	-
Winkler	V	300	Puede retrasarse la titulación después de la acidificación	8 h
Ozono			Análisis inmediato	-
pH			Análisis inmediato	-
Sabor	V	500	Analizar lo más pronto posible o refrigerar	-
Salinidad	V, sello de cera	240	Análisis de inmediato o usar sello de cera	-

Nota: P = plástico (polietileno o equivalente); P(A) = plástico enjuagado con HNO₃; V = vidrio; V(A) = vidrio enjuagado con HNO₃.

Como una herramienta para evaluar la calidad del agua, se ha calculado el Índice de Calidad del Agua (ICA). Esto se hace a partir de una ponderación de 18 parámetros fisicoquímicos, entre los que se encuentran la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), oxígeno disuelto, coliformes, fosfatos, pH, sólidos suspendidos, etc. El índice toma valores en una escala de 0 a 100% conforme a la siguiente clasificación:

- ICA mayor a 90: Excelente
- ICA mayor a 70 y menor o igual a 90: Aceptable
- ICA mayor a 50 y menor o igual a 70: Contaminada
- ICA mayor a 20 y menor o igual a 50: Fuertemente contaminada
- ICA menor o igual a 20: Inaceptable

Para la determinación de *Cl-a* se emplean filtros de nitrocelulosa de 0.45 μm , extrayendo los pigmentos fotosintéticos con acetona y se colocan en frío hasta su determinación. La cuantificación de los pigmentos se basa en la lectura de la absorbancia a las longitudes de onda a las cuales la absorción es máxima para cada pigmento.

Parámetros biológicos

MÉTODOS DE COLECTA DE PLANCTON

Los métodos de muestreo del plancton pueden dividirse en dos categorías básicas (Edmonson & Winberg, 1971) (Figura 9.3):

- Recolección de muestras de agua, seguidas por la concentración de los organismos pláncnicos en campo o en el laboratorio por diversas técnicas. Son los más adecuados para fitoplancton y protozooplancton, además de emplearse en cuerpos de agua pequeños o someros.
- Recolección con instrumentos remolcados, equipados con una red para la filtración *in situ* de los organismos planctónicos. Estos métodos están diseñados para la recolección de grandes zooplanctones y no se recomiendan para estudios detallados de fitoplancton (Wetzel & Likens, 2000). Estos instrumentos están mejor adaptados para usarse en cuerpos de agua grandes o profundos, en los que la densidad de las poblaciones es relativamente pequeña.

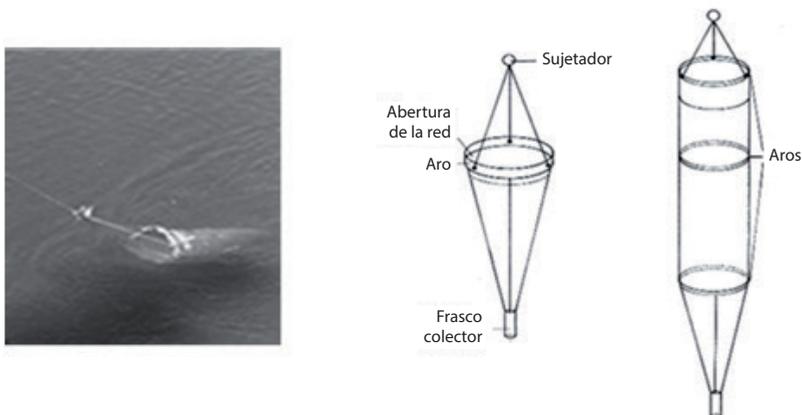


Figura 9.3 Redes para colecta de organismos planctónicos

(Modificado de Ramírez, 2000)

FITOPLANCTON

Los tipos de estudio en relación con la variación del fitoplancton son:

- Composición taxonómica
- Variación espacial (vertical u horizontal)
- Variación estacional

Para la fijación de las muestras de fitoplancton pueden emplearse preservante de alcohol y formol 6-3-1, que se añade en proporción igual al volumen de muestra; protege a los especímenes contra la pérdida total para cuando el preservante se haya evaporado. Formalina acética-alcohol ácido, fijador y preservante deseable cuando el material se usará para tinción o trabajo citológico; se agrega a la muestra acuosa en proporciones del 1 al 2 (4)%. La formalina al 3% puede emplearse generalmente cuando no se tiene a la mano otra cosa. Yodo-yodurado o Yodo de Lugol, reactivos que fijan y tiñen a la vez, particularmente útiles para el análisis de algas que incluyan recuento de células, pues aumentan la velocidad de sedimentación. El yodo demuestra la presencia de almidón en las Chlorophyta, el cual se torna de azul púrpúreo a negro cuando se tiñe. Se agregan a la muestra acuosa hasta que esta adquiere un color amarillo pajizo (Wetzel & Likens, 2000).

ZOOPLANCTON

- Los tipos de estudio en relación con la variación del zooplancton son:
Composición taxonómica
- Variación espacial (vertical u horizontal)
- Variación temporal
- Migración vertical

- *Cámaras de muestreo de zooplancton:*

Trampa o cámara de Juday.- Consiste en una caja metálica de 10 L de capacidad con las partes superior e inferior abatibles o deslizables. La trampa descende con dos lados movibles abiertos, los que son cerrados mediante el envío de un mensajero.

Trampa de Schindler - Patalas.- Es una cámara de volumen elevado (12 - 30 L) para muestreo puntual; es fácil de operar y de transporte ligero. Se construye de acrílico transparente para evitar el efecto de “sombreado”.

- *Redes de zooplancton*

Es el primer método empleado para la captura de zooplancton, por ser sencillo y barato. El sedal de la malla de la red influye en características como la eficiencia de la filtración, el barrido, la obstrucción, la velocidad de la red y la condición final de los organismos capturados; debe tener los orificios cuadrados y de apertura uniforme; debe ser resistente a la torsión y al doblado pero flexible.

Cálculo ideal del volumen filtrado por una red de plancton $\rightarrow V = \pi r^2 d$

Donde:

V = volumen filtrado de agua

r = radio de la boca de la red

d = longitud del curso de la red a través del agua

Para preservar las muestras de zooplancton, pueden emplearse: a) Fijadores: Formalina (4 - 5%): Formaldehído diluido y con acetato de sodio hasta pH 7.5 - 8.0 en la muestra; Formalina al 4%; Formalina con sacarosa; Formalina al 5% con carbonato de sodio o bórax hasta pH de 8.2; Formalina con Rosa de Bengala; Rotíferos: acetato de lugol. b) Conservadores: Formalina al 2% (30%) y etanol (70%); Mezcla de etanol (70%), formalina (20%) y glicerol (10%). Conserva el color y evita el endurecimiento de los organismos; Propilen fenoxetol (0.5 ml), propilenglicol (4.5 ml) y agua destilada (95 ml).

MÉTODOS DE COLECTA DEL BENTOS

Las estimaciones cuantitativas de la fauna béntica requieren procedimientos de muestreo efectivos, separación de los organismos del sustrato, identificación y evaluación de la biomasa de especies y de sus estadios vitales.

Los tipos de estudio en relación con la variación del bentos son:

- Composición taxonómica
- Variación espacial (vertical y horizontal)
- Variación estacional

Existen requerimientos básicos para obtener una muestra cuantitativa de las poblaciones bénticas. El muestreador debe penetrar dentro del sedimento a suficiente profundidad para capturar la totalidad de los organismos que habitan un área definida; debiendo encerrar igual área cada vez. Hay que tener cuidado para no perturbar los sedimentos ni dar a ciertos organismos la oportunidad de escapar; el muestreador debe cerrarse completamente para que no haya pérdidas de organismos ni sedimento.

Los muestreadores bénticos pueden agruparse en cuatro categorías generales: (1) cajas de metal con mandíbulas; (2) dragas en las cuales los sedimentos son arrancados hacia el centro, cada cubo lateral formando un sector de un cilindro horizontal; (3) artefactos nucleadores; y (4) muestreadores especializados del tipo caja y núcleo para uso en sustratos que son difíciles de muestrear, como sedimentos duros rocosos y sedimentos con macrovegetación densa. Sin embargo, ninguno de estos métodos permite tomar muestras totalmente cuantitativas en gravas bastas o detritus orgánicas.

- Muestreador de draga tipo Eckman. Consiste en una caja (15.2 x 15.2 cm) de latón con dos mandíbulas operadas por disparador que se cierran completamente encerrando un área específica de los sedimentos; es operada desde una lancha. Se hace descender con las mandíbulas abiertas hasta que alcanza el sedimento; generalmente su propio peso es suficiente para penetrar sedimentos suaves en todo su espesor. Una vez lleno, el muestreador es izado y los sedimentos son lavados hacia un contenedor.
- Muestreador de draga tipo Petersen. Consiste en dos cubos como tenazas en bisagra, que baja en posición abierta hacia los sedimentos. Cuando el cable se afloja, es liberado el mecanismo de cierre. Cuando es izada, los dos cubos están unidos y encierran una sección semicircular de sedimento. Su penetración es efectiva en sedimentos firmes como la arena.
- Muestreador de Dragas tipo Ponar. Es una draga del tipo Petersen modificada para que las porciones superiores del sedimento sean cubiertas por una pantalla para reducir las ondas de presión. Una porción del sedimento dentro del área muestreada se pierde y el muestreo es más profundo en la orillas del artefacto que en el centro.
- Nucleadores. Consisten en un tubo que penetra en el sedimento por caída libre, por ejercer fuerza desde la superficie o mediante un sistema de pistón dentro del tubo. Generalmente se incluye una válvula que cierra el extremo superior del tubo antes de retirarlo, para evitar que los sedimentos sean lavados.

La separación de organismos y desechos es difícil de realizar cuantitativamente. A menudo se realiza en el campo, tamizando a través de mallas que eliminan parte del sedimento y reducen la masa. Cuando tal separación no puede realizarse en pocas horas, las muestras deben preservarse añadiéndoles una solución de formaldehído al 40% para obtener una concentración final de formalina al 5% (una solución de formalina al 5% = formaldehído al 2%). Cuando se tamiza, debe elegirse el tamaño de malla a usar. El menor tamaño de malla retiene más organismos pero también más sedimentos, lo que aumenta el tiempo requerido para el filtrado y la clasificación. El mejor tamaño es de 0.20 mm, que representa el límite inferior práctico para estudios generales de animales bénticos. Deben tenerse en mente los objetivos del estudio.

REFERENCIAS

- Alba - Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería. Vol. II: 230-213.

- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4:51-56.
- Alba-Tercedor, J., P. Jáimez-Cuéllar, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, A. Mellado, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, S. Robles, C. Sáinz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca, S. Vivas & C. Zamora-Muñoz (2002). Caracterización de cuencas mediterráneas españolas en base al índice español SBMWP como paso previo al establecimiento del estado ecológico de sus cursos de agua. Libro de Resúmenes del XI Congreso de la Asoc. Esp. Limnología. Madrid, España.
- APHA, AWWA, WPCF. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. U. S. A. 19a. ed.
- Bartram, J. & R. Balance. (1996). *Water quality monitoring: A practical guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Chapman Hill. Londres. 383 p. 1a. edición, UNEP/WHO.
- Bervoets, L. (1996). Resúmen del curso de Bioindicación. Parte I Teoría. Cochabamba, Bolivia. 66 p.
- Edmonson, W. T. & G. G. Winberg (Eds.) (1971). *A Manual of Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edimburgh. 358 pp.
- Figueroa, R., E. Araya, O. Parra. & C. Valdovinos (1999). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua. Resúmenes Sexta Jornada del Comité Chileno para el Programa Hidrológico internacional. pp. 1-24.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Araya & O. Parra (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 75:275-285.
- Goitia, E. (2004). Texto base del curso Contaminación de Ecosistemas acuáticos. Cochabamba-Bolivia.
- Hellawell, J. (1978). *Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook*. Ed. NERC and J. M. Hellawell. England. 332 p.
- Hellawell, J. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Ed. Elsevier applied science London and New York 546 p.
- Karr, J. R. (1991). Biotic integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1:66-84.
- Karr, J. R., L. A. Toth & D. R. Dudley. (1985). Fish communities midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience*, 35:90-95.
- Kelly, M & B. Whitton (1995). The trophic diatom index: A new index for monitoring eutrophication in river. *Journal of Applied Phycology* 7:433-444.
- Kolkwitz, R & W. A. Marsson (1909). *Ökologie der tierischen Saprobien*. Beiträge Zür Lehre von der biologische Gewässerbeuteilung. *Internationale Reveu der gesamten Hydrobiologie* 2:126-152.
- Laws, A. E. (1981). *Aquatic pollution*. Wiley Interscience Publication. E.U.A. 482 p.
- Lobo, E. A., V. L. Callegaro, G. Hermany, D. Bes, C. E. Wetzel & M.A. Oliveira.

- (2004). Use of epilithic diatoms as bioindicator from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16 (1):25-40.
- Luján de Fabricius, A. (2000). Las algas, indicadores de la calidad del agua. *Inter-ciencia*. UNRC, Río Cuarto, 4(4). Fac. de Ciencias Exactas, Dpto. de Ciencias Naturales, UNRC.
- MacDonald, L. H., A. W. Smart y R. C. Wismar (1991). Monitoring guidelines to evaluate effects of forestry activities on streams on the Pacific Northwest and Alaska. U.S. Environmental Protection Agency, Region 10, NPS Section, Seattle.
- Margalef, R. (1980). *Ecología*. Omega. Barcelona. 951 p.
- Melcalfe, J. (1989). Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution* 60:101-139.
- Montejano, G., E. Cantoral, J. Carmona, R. Gavino, G. Rivas, A. Rojas & F. Valadez (1999). Comunidades acuáticas (algas, insectos y ácaros) indicadoras de la calidad del agua en los ríos permanentes de la región poniente del Distrito Federal México. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal, México.
- Peña S., E. J., M. L. Palacios & N. Ospina-Álvarez. (2005). Algas como indicadores de contaminación. En: *Colombia 2005*. Editorial Universidad del Valle ISBN: 9586704688 v. p. 1.
- Ramírez, J. J. (2000). Fitoplancton de agua dulce. Bases ecológicas, taxonómicas y sanitarias. Ed. Universidad de Antioquia. p. 207.
- Ramírez, C., R. Godoy, D. Contreras & E. Stegmaier (1982). Guía de plantas acuáticas y palustres valdivianas. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia. 64 p.
- Raz-Guzmán, A. (2000). Crustáceos y Poliquetos. pp. 265-307. En: *Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores)*. De la Lanza, E. G., Hernandez, P. S. y Carbajal, P. J. L. (Eds). Plaza y Valdés. México. 633 p.
- Roldán, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo FEN - Colombia. Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colombia. 217 p.
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 23 (88):375-387.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la Calidad del Agua en Colombia. Uso del Método BMWP/Col*. Ed Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 170 p.
- Roni, P. (2005). Overview and Background. En: *Monitoring Stream and Watershed Restoration*. P. Roni (ed.). American Fisheries Society, Bethesda. pp. 1-11.
- Secretaría de la Convención de Ramsar (2004). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*, Tercera edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Shannon, C. E. & W. Wiener. (1949). *The mathematical theory of communica-*

- tion. pp. 19-27, 82-103, 104-107. The University of Illinois Press, Urbana IL.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- Spellerberg, I. F. (1991). *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, New York. 374 p.
- Toro, J., J. Schuster, J. Kurosawa, E. Araya & M. Contreras. (2003). Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, río Maipo (Santiago: Chile) Ed. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica.
- Wetzel, R. G. & G. E. Likens (2000). *Limnological Analyses*. 3rd ed. Springer-Verlag, New York. 429 p.

MÉTODOS DE ESTUDIO PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN SEDIMENTOS

*Gustavo Arencibia**
*Norberto Capetillo Piñar***

INTRODUCCIÓN

Los métodos y técnicas analíticas empleados en el estudio de los sedimentos acuáticos revisten mucha importancia dado que ello significa la correcta validación de los estudios realizados y sus posteriores interpretaciones. Por lo tanto, se debe prestar mucha atención a una cuidadosa selección de las herramientas de campo y analítica, así como a los procedimientos operacionales cuando realizan estos estudios. Este capítulo expone un conjunto de técnicas de uso en cuanto a la determinación de toma de muestras de fondos o sedimentos para objetivos biológicos, químicos y físicos; y los métodos de mayor empleo internacionalmente para este tipo de investigaciones.

Los grupos químicos plaguicidas y metales pesados serán particularmente tratados en este capítulo, así como un grupo numeroso de aspectos a tener presentes en la obtención de las muestras. Inicialmente es importante tener en cuenta algunos conceptos, por ejemplo:

- La diagénesis es la suma total de procesos que conllevan cambios en un sedimento o roca sedimentaria inmediatamente después de su deposición en agua. Por otro lado, la diagénesis temprana se refiere a los

* PhD. Invest. principal, Centro de Investigaciones Pesqueras, Cuba. garen04@gmail.com

** MSc. Invest. auxiliar, Centro de Investigaciones Pesqueras, Cuba. norberto@cip.telemar.com

cambios que ocurren durante el enterramiento a unos cuantos cientos de metros en donde no son encontradas temperaturas elevadas.

- La concentración de los elementos de mayor concentración en los sedimentos son los que mayor influencia ejerce en la muestra.
- Los elementos traza son aquellos metales cuya concentración es < 100 ppm
- La meteorización es el conjunto de procesos químicos y físicos que transforma la roca en superficie.
- Los metales pesados se definen como aquellos que presentan una densidad mayor de 5 a 6 g/cm^3 (Wild 1993). También se incluyen el As y Se por aspectos de comodidad o de investigación pero estos son metales o no metales (Connell, 1997; Brady & Weil, 2002).
- Los residuos de plaguicidas son la concentración de uno o más compuestos químicos activos o metabolitos de estos que han sido usados contra plagas biológicas, en defensa de un cultivo vegetal o animal y que se encuentran sobre o dentro de plantas, animales, suelos, sedimentos, aire o producto de cualquier naturaleza que sea.
- Los sedimentos se definen como cualquier material que es producto de un proceso de deposición natural o antropogénico (Figura 10.1).

“SEDIMENTO” DEPÓSITO y FUENTE DE MATERIAL CONTAMINANTE

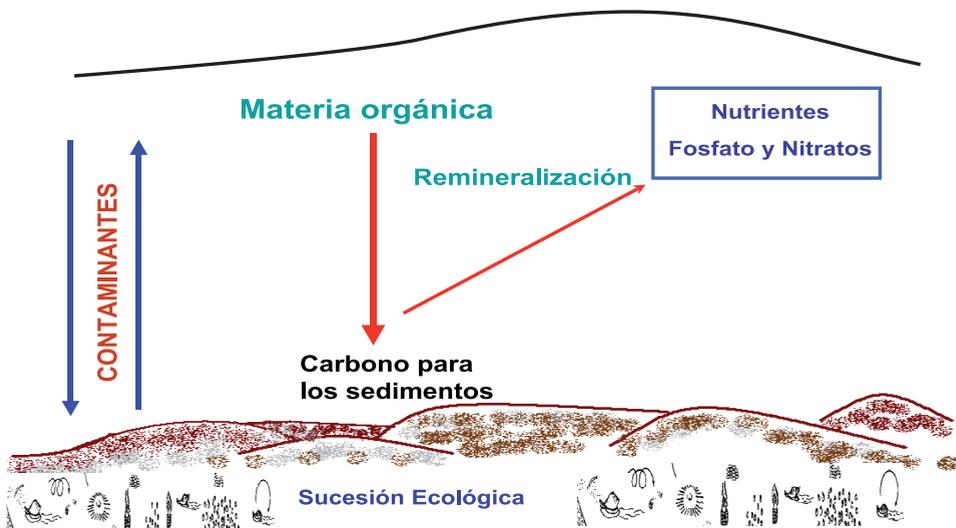


Figura 10.1 Proceso de la formación y deposición de sedimentos en ecosistemas acuáticos

TIPOS DE CONTAMINANTES

Las sustancias contaminantes que pueden resultar como consecuencia de las actividades humanas en una cuenca y que pueden impactar a los ecosistemas lagunares se muestran en la Tabla 10.1.

Tabla 10.1 Sustancias contaminantes

Metales	Compuestos orgánicos	Materia orgánica	Otras sustancias
Aluminio	Pesticidas fosforados	Coliformes fecales/totales	Boro
Arsénico	Pesticidas clorados	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	Cloro
Cadmio	Aldehídos	Grasas y aceites animales	Detergentes
Cobre	Cianuro		Fluoruros
Cromo	Compuestos fenólicos		Nitrógeno
Estaño	Hidrocarburos		Sólidos
Hierro	Solventes orgánicos aromáticos		Sulfitos/Sulfuros
Manganeso	Solventes orgánicos clorados		
Mercurio	Solventes orgánicos nitrogenados		
Molibdeno	Otros compuestos orgánicos		
Níquel			
Plomo			
Selenio			
Zinc			

Los contaminantes suelen adherirse a las partículas finas del sedimento, lo que en cierta forma condiciona la localización de las estaciones de muestreo hacia zonas donde estas pueden llegar a sedimentar naturalmente, tales como áreas situadas aguas abajo de islas u obstáculos en ríos, o donde su cauce se ensancha y la velocidad de la corriente disminuye, la parte interna de las curvas del río; centro y/o zonas más profundas de lagos u adyacentes a las presas en embalses.

El objetivo general inherente con el muestreo, es constatar la existencia y niveles medios de determinados contaminantes orgánicos (ejemplo: plaguicidas), que se ligan al sedimento fino en el fondo del cuerpo de agua, su resolución es simple y de bajo costo. Todo lo contrario acontece si se pretende una caracterización completa de la distribución de poluentes en tramos específicos o el mapeo de sedimentos y su nivel de toxicidad en ríos, cuerpos lacustres y estuarios.

La selección de los lugares de muestreo, cuando se desea medir su contenido en compuestos orgánicos es extremadamente importante, dado que la distribución de los sedimentos de fondo en ríos, arroyos y cuerpos lacustres tiende a ser heterogénea. En algunas zonas hay prioritariamente limos y arcillas, los compuestos orgánicos son absorbidos especialmente en aquellos sedimentos que poseen un alto ratio: área superficial / volumen, tales como los últimos y no en arenas. El tamaño óptimo de las partículas es cuando estas son menores de 2 mm para el fin enunciado. Se deben desestimar zonas que quedan al descubierto en épocas de bajo caudal o por influencia de mareas.

La más reciente propuesta de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA) consiste en utilizar valores de las concentraciones presentes en sedimentos de algunos compuestos tóxicos, como indicadores de contaminación: compuestos químicos orgánicos no iónicos, compuestos derivados de sulfuros ácidos volátiles (SAV), metales pesados. Estos valores sirven como criterio para determinar la Calidad de Agua (Tabla 10.2). Los niveles de concentración de estos compuestos pueden estar en equilibrio en la columna de agua por encima del sedimento analizado.

Tabla 10.2 Métodos propuestos para análisis de sedimentos acuáticos
(APHA/AWWA/ WPCF, 1995)

Método analítico o técnica de uso en sedimentos acuáticos	Referencia	Método analítico o técnica de uso en sedimentos acuáticos	Referencia
Determinación de cromo hexavalente por espectrofotometría UV-VIS – Método calorimétrico	EPA 7196A 1992	Compuestos orgánicos semivolátiles (Plaguicidas organofosforados) en sedimentos por cromatografía de gases y espectrometría de masas. Sólo para los siguientes compuestos: Acenafteno Chlorfenvinphos Acenaftileno Coumaphos Antraceno Diazinon 1,2-Benzoantraceno Dichlorvos Benzo (a) pyreno Dimethoate Benzo (b)fluoranteno Demeton S 1,12-Benzoperileno Disulfoton Benzo (K) fluoranteno EPN Criseno Ethoprop 1',2:5,6-Dibenzoantraceno Fensulfotion Fluoranteno Phorate Isofenphos Indeno (1,2,3-c,d)pyreno Merphos	EPA 3060 A 1996
Determinación de selenio por espectrometría de absorción atómica con generador de hidruros	EPA 7741A Sep 1994		
Determinación de elementos Sb, As, Ba, Be, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Li, Sr, Ni, Hg, Mg, Mn, Mo, Ag, Pb, Se, Ti, Ta por espectrometría de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado	EPA 6010C- 2000		
Determinación de pH	EPA 3015 y 3051 1994		
Método potenciométrico	EPA 9045C- 2002		
Determinación de plaguicidas organoclorados por cromatografía de gases			

Sigue>>

Tabla 10.2 (Cont.)

Método analítico o técnica de uso en sedimentos acuáticos	Referencia	Método analítico o técnica de uso en sedimentos acuáticos	Referencia
con detector de captura de electrones.		Naftaleno Mevinphos	EPA 8270 D
Sólo los siguientes compuestos:		Fenantreno Pyreno	1998
Clordano		Clordano Methamidofos	Extracción por:
Heptacloro y su epoxido		Heptacloro y su epoxido Methidathion	EPA 3550C
Lindano		Lindano Azinphosmenthyl	2000
Metoxicloro	EPA 8081A	Metoxicloro Methyl parathion	EPA 3540
Toxafeno	1996	Toxafeno Monocrotophos	1996
Alfa BHC	EPA 3550C	Alfa BHC Omethoate	
Beta BHC	2000	Beta BHC Ronel	
Gamma BHC	EPA 3540 1996	Gamma BHC Sulfotepp	
Aldrín		Aldrín Triazophos	
Alfa		Alfa endosulfan Trichloronate	
Endosulfan		Beta endosulfan Tokuthion	
Beta endosulfan		Endosulfan sulfato Chlorpyrifos	
Endosulfan sulfato		DDE Atrazine	
DDE		Demeton (total mixed isomers)	
Dieldrín		Dieldrín Naled	
Endrín		Endrín Stiriphos	
DDD		DDD Aldicarb	
Endrín aldehído		Endrín aldehído aldicarb sulfone	
DD		DDT Aldicarb sulfoxide	
Determinación de compuestos orgánicos no halogenados (TPH's) por cromatografía de gases con detector de ionización de flama:	EPA 8015D	Benomyl Carbaryl	
Fracción gasolina	2003	Bolstar Alachlor	
Fracción diesel		Captafol Trifluralin	
		Captan Metalaxyl	
		Cypermethrin Chlorothalonil	
		Permetrins (mixed isomers, total Omethoate)	

PROCEDIMIENTOS DE MUESTREO DEL BENTOS DE SEDIMENTOS

Existe una basta literatura sobre el tema de muestreo de sedimentos, sean estos para factores bióticos o abióticos, sin embargo, se resaltan algunos aspectos generales debido a su importancia. Existen dos tipos de muestreos, el dirigido a realizar censos ecológicos de las comunidades o poblaciones bentónicas de fondos particulados (blandos), con el objetivo de tener una representación cualitativa y cuantitativa de estas, así como su distribución espacial y temporal, lo que da una idea de los posibles cambios en su estructura y composición, propiedades que están muy relacionadas con los factores ambientales imperantes donde estas se desarrollan. Por otra parte,

existe el muestreo dirigido a la toma de sedimentos para conocer la historia ambiental de una región o área determinada cuyo fin es poder entender o esclarecer los procesos que han tenido lugar al paso del tiempo y sobre esa base poder tomar medidas de manejo lo más eficiente posible para la conservación, protección y recuperación de los hábitats y ecosistemas.

Un aspecto muy importante para realizar los muestreos es tener bien claro los objetivos (Cochran & Cox, 1968), que dirán con certeza los resultados que se quieren obtener, con qué precisión o profundidad y que sean verdaderamente útiles para dar respuestas a las incógnitas del problema que se quiere abordar. Lo anterior indica que son los objetivos los que definirán el grado de detalle de la investigación, ya que no es lo mismo un estudio de prospección o exploración con fines aplicativos a uno más académico con el fin de refutar una hipótesis. Además de esto, otro asunto importante es el patrón de distribución y densidad de la red de estaciones de muestreo, los cuales aparte de los objetivos están determinados por el tipo de procesamiento estadístico, tiempo y disponibilidad de recursos. Cochran y Cox (1968) y Frontier (1981), plantearon que el diseño de muestreo, análisis de las muestras y tratamiento de los datos son aspectos metodológicos íntimamente ligados y es imposible tratarlos separadamente.

Muestreo del bentos en fondos particulados

Tanto el muestreo de la columna de agua como el muestreo de los fondos de los sistemas acuáticos incluyen parámetros físicos (temperatura, salinidad), biológicos (plancton, peces, bentos) como geológicos (sedimentos). La diferencia entre estos estriba en el tipo de muestreador o equipo que se utiliza en cada caso. Para el bentos los métodos de muestreo son muy variados ya que están en dependencia de los diferentes tipos de fondos y de la distribución que estos organismos presentan en su medio. Sin embargo, para este tipo de muestreos se incluyen los organismos que se encuentran sobre el fondo (epibentos), enterrados en el sedimento (infauna) y aquellos que, aún nadando, se hayan cerca del fondo (demersales) así como el sedimento que constituye el sustrato y hábitat de estos organismos.

Los métodos y equipos de muestreo para el bentos de fondos particulados son diferentes entre sí atendiendo a si han sido diseñados para muestreos cuantitativos, cualitativos o al tamaño de los organismos a los cuales se desea muestrear (meiobentos, macrozoobentos, megazoobentos), teniendo en cuenta que además existen preferencias del uso de un equipo o método de muestreo entre los investigadores. Un análisis más detallado acerca de los muestreadores de bentos de fondos particulados puede consultarse en Holme y McIntyre (1971), Thomassin (1978), Massé (1979), Heck y Wilson (1990), y English et al. (1994).

El bentos se puede muestrear con dragas (para aquellos organismos que se encuentran enterrados en el sedimento) (Figura 10.2 a, b, c, d), con los llamados saca testigos o corers (como se conoce en inglés) (Figura 10.2 g), en los que se encuentran varios tipos, que van de ser simples (un tubo simple de PVC, que se tapa en su parte posterior con un tapón de goma) a complejos (multicorer), los que pueden tener diferentes longitudes. Dentro de este tipo de muestreador están los de poco diámetro (3 cm.) los que son muy usados para la toma de muestras del meiobentos y los de mayor diámetro (15 a 20 cm) se están usando con bordes dentados para muestreo de la vegetación de los pastos o praderas marinas (CARICOMP, 1991). También se tienen a las rastras (“dredges”, “sledges”), los muestreadores de succión (“suction samplers”) y los videos submarinos, por citar algunos (Figuras 10.3 y 10.4).

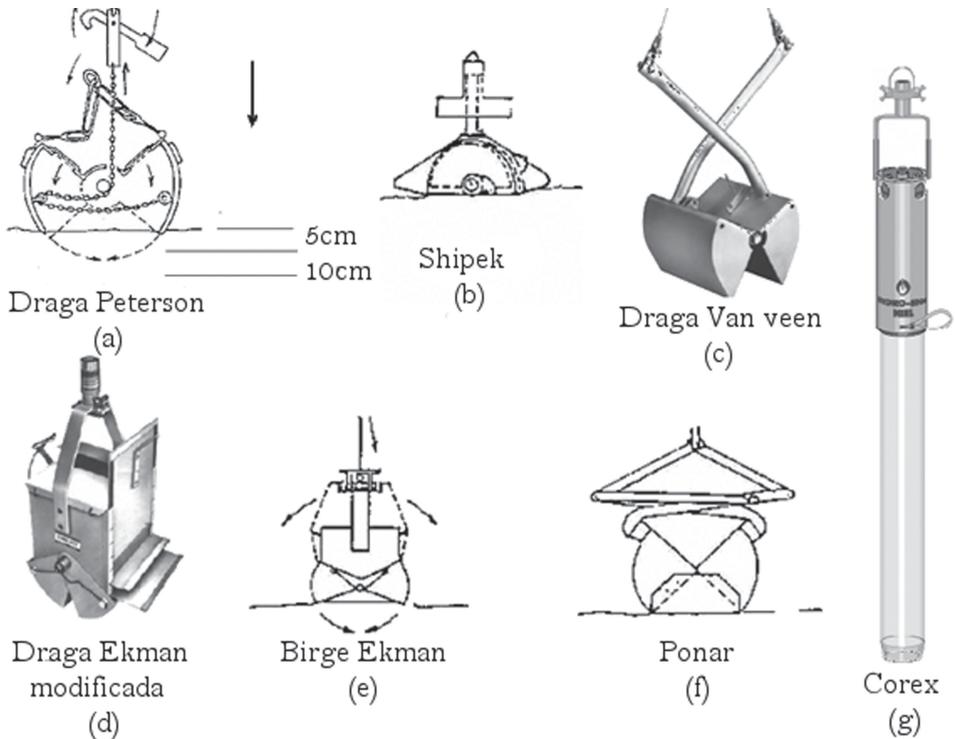


Figura 10.2 (a) Draga tipo Peterson, (b) la draga Shipek, (c) draga Van veen, (d) y (e) draga de Ekman, (f) la Ponar y (g) muestreador de sedimentos tipo corex

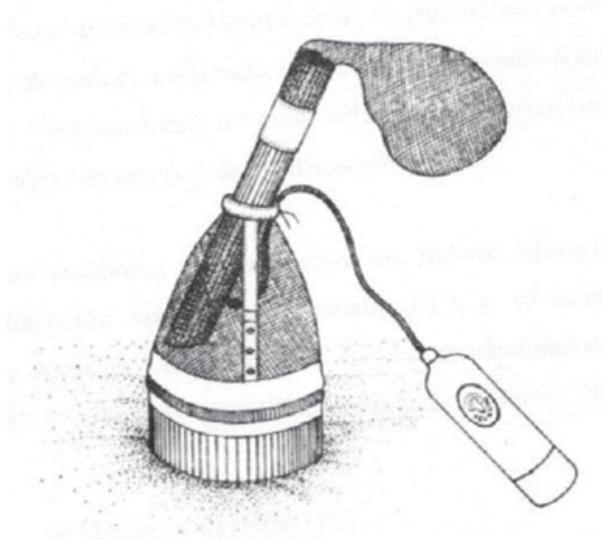


Figura 10.3 Muestreador de succión para la toma de muestras de macrobentos

Fuente: Modificado de Ramírez, 2000



Figura 10.4 Rastra para la toma de muestra de megazoobentos

Fuente: Gustavo Arencibia y Norberto Capetillo

Las dragas son muy usadas para la toma de muestras del macrobentos diferenciándose unas de otras por la efectividad de penetración en el sedimento. Se recomienda una superficie unitaria de muestreo de 0.1 m² (Holme

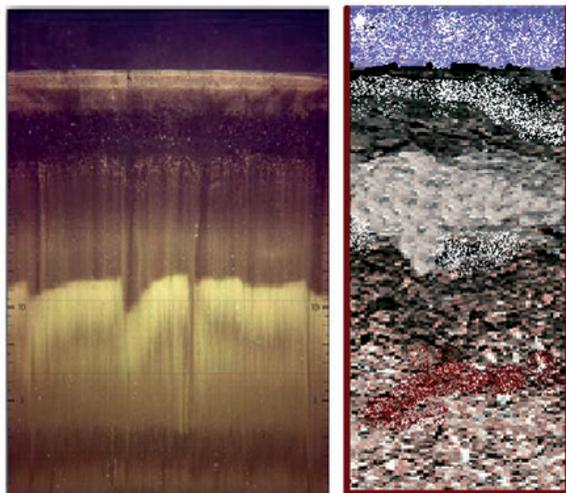
& McIntyre, 1971). A diferencia de la rastra, todos los procedimientos que tienen lugar en este tipo de muestreo son cuantitativos y sirven para estimar densidades e índices de fauna. Este arte de muestreo y los corers a diferencia del resto de los otros muestreadores, son muy usados para la toma de muestras de sedimentos, para determinar la granulometría, mineralogía, nutrientes y agentes contaminantes, por lo que su uso se hace muy práctico, ya que constituyen una misma unidad de muestreo para la toma de datos bióticos y abióticos, favoreciendo así las comparaciones y relaciones entre estos.

El diseño de las rastras es para colectas cualitativas. Holme y McIntyre (1971), plantearon que estandarizando la velocidad y duración del arrastre se pueden obtener estimados comparativos aproximados de la abundancia de los organismos bentónicos. También si se mide el recorrido del rastreo tomando las coordenadas de posicionamiento al inicio del arrastre y al final del mismo, se puede obtener la distancia recorrida y teniendo a mano el ancho de la boca de la rastra, se obtiene el área recorrida, lo que sirve para determinar un estimado de la densidad. Todos estos procedimientos son semicuantitativos y son imperfectos, ya que no se colectan con efectividad los organismos que se entierran profundamente o los que tienen gran velocidad de escape. No obstante el uso semicuantitativo de la rastra es muy útil con fines exploratorios (Alcolado et al., 1998).

Los equipos de succión o también conocidas como dragas de succión están constantemente perfeccionándose y dada a su buena efectividad su uso se generaliza cada vez más. Este equipo es operado por medio de buceo autónomo y recoge el sedimento en un área efectiva de $0,1 \text{ m}^2$ y hasta 10 cm de profundidad dirigiéndolo a un saco recolector de 0,5 mm de abertura de malla. Una de sus transformaciones es que presenta el uso adicional de una manga cónica adosada al cilindro de muestreo que permite retener organismos de la fauna que escapan con facilidad durante la colecta y el tubo succionador se introduce apretadamente en la parte superior del cono de malla (Ibarzábal, 1987). Aunque estos muestreadores se usan para bentos de fondos blandos, han sido utilizados para muestrear algas sobre fondos duros (Figuras 10.3 y 10.4).

Procedimientos de muestreos, conservación y traslado para análisis químico.

Es necesario tener en cuenta que los fondos están conformados por un conjunto de capas que se han ido depositando a través del tiempo y que conforman la historia del sedimento ante procesos naturales o contaminantes que llegaron al mismo (Figura 10.5). Por lo tanto, la existencia de sedimentos contaminados en el fondo o sustrato puede revelarse con la referencia al estrato superficial o la profundidad específica del fondo del cuerpo hídrico analizado.



Las capas de sedimentos no son uniformes y dependen de los tiempos de sedimentación y de los eventos ocurridos en el ecosistema.

Figura 10.5 Capas de sedimentos

Fuente: Modificado de Ramírez, 2000

El tema de la selección del punto de muestreo, profundidad de la toma, volumen de la muestra, equipos para extracción de las mismas, de medición y filtrado a utilizar *in situ*, envases para la colecta y preservación de los diferentes tipos de muestras a analizar, en las fases ya enunciadas, implica una capacidad operativa y conocimiento de los objetivos del estudio a efectuar en curso superficial (agua/sedimentos) y/o efluentes que llegan al mismo.

En general, conviene conocer en detalle todos los aspectos inherentes al trabajo de campaña, modalidad de muestreo, medios con que se cuenta tales como embarcaciones, aparejos para operar desde puentes, equipos de muestreo y de medición, materiales auxiliares y envases que deben portarse para operar en la, o las estaciones que se pretenden monitorear. Los responsables del muestreo en campo, determinaciones analíticas en el laboratorio y manejo de datos, deben conocer los niveles de exigencia que implica la tarea encomendada a cada uno de ellos, para no malgastar los recursos y el tiempo que les demanda. Además deben encargarse de llevar todos los materiales para la colecta de muestras (envases, reactivos de preservación, etiquetas).

Por otro lado, es adecuado conocer con exactitud la granulometría de los sedimentos estudiados, ya que permite disponer de un cúmulo de apreciaciones alrededor de los mismos que es conveniente para elegir su posterior procesamiento. Las muestras deben ser recolectadas con un mínimo de perturbación de los fondos, pero es recomendable conocer con antelación cuales son las características de dichos fondos antes de tomar la muestra

definitiva que será empleada. Por tal razón la caracterización previa de los fondos del cuerpo de agua que va a ser estudiado es un elemento que se debe tener en cuenta a la hora de planificar las acciones de investigación y toma de la muestra.

La muestra es relevante al momento de tomar los sedimentos. Es importante conocer que la capa superficial de 1 a 5 cm suele ser, según la tasa de sedimentación de la región de estudio, sedimentos recientes correspondientes a los últimos 5 años para una tasa de sedimentación de 1,0 cm anual. Esto habrá que tenerlo en cuenta al separar las porciones que irán al laboratorio. No se debe aceptar como sedimentos recientes todo lo que suba luego de lanzada la draga o el Core, pues cada uno tiene características diferentes y aun entre los tipos de dragas se hallan diferencias significativas de perturbaciones de sedimentos, al menos para análisis químicos de los sedimentos. Incluso la eficiencia de las dragas u otros dispositivos empleados dependerá también del grado de compactación de los sedimentos o fondos muestreados. Es importante atender el volumen dado de sedimento que se necesita para los análisis y el uso general que se le dará a todos los tipos de substratos presentes en la muestra.

Existen varios tipos de dragas muy usadas en estudios de toma de muestras de sedimentos para análisis de contaminantes químicos o sólo para elementos orgánicos presentes en los fondos. Entre ellas se puede citar a la draga de Petersen, la draga Shipek, la Box-Corer, la Van veen, la Smith Mc Intery, la draga de EKman y la Ponar que es una modificación de la nombrada draga de Peterson (Figura 10.2). La draga Van Veen (Figura 10.2c), es muy usada en estudios de sedimentos por su fácil transportación y su peso liviano, además se reporta puede alcanzar los 17 cm de profundidad, aunque esto podría ser no conveniente según objetivos. Para fondos arenosos se dice puede alcanzar los 5 - 10 cm de profundidad.

Para la toma de muestras en sustratos semi-duros o con fondos rocosos, teniendo en cuenta aguas de poca profundidad, la draga Petersen (Figura 10.2a), da muy buenos resultados y para fondos blandos o muy blandos preferentemente la draga EKman (Figura 10.2d y e) es preferida. Sin embargo, en todos estos casos por lo general tendrá gran incidencia la habilidad de las personas que manejen estos equipos y las combinaciones que se haga en el momento del muestreo, así como si el arrollo, río o laguna presenta una fuerte corriente y la plataforma o bote desde donde se opere el muestreador. El buceo autónomo es usado con frecuencia para la toma de las muestras de sedimentos, pero requiere de habilidad de parte del buzo y los investigadores para lograr un nivel aceptable de la porción de sedimentos que se asume como representativa de los objetivos de estudio. No obstante, a pesar de ser usado con frecuencia no existe método escrito para esta forma de muestreo.

Una vez tomada la muestra y fuera del agua, esta debe ser manejada con mucho cuidado y asegurarse de que el sedimento se tome, dentro de lo

posible correspondiente a las primeras capas, y si es necesario, diferenciar cuando el sedimento es de la capa de 1, 2 o más centímetros, lo cual irá acorde a los objetivos del análisis que se pretenda hacer posteriormente y los objetivos del estudio.

Se ha mencionado que se debe usar ácido concentrado para bajar el pH de los sedimentos y hacer posible la solubilidad de los metales, pero tal método no es recomendable pues la acción y homogenización de reactivos químicos en los sedimentos no se puede lograr de forma satisfactoria, así que se usa el conservar la muestra de sedimentos a bajas temperaturas (4°C) hasta llegar al laboratorio. La congelación extrema tampoco se recomienda para periodos cortos (menos de una semana), ya que puede provocar cambios físico-químicos, fragmentando la estructura cristalina de las partículas y alterando la representatividad de la muestra colectada.

Todas las herramientas para el manejo de las muestras deben ser de acero inoxidable de tal forma que no intercambien sustancia con la muestra. En cuanto a frascos o depósitos para la colecta del sustrato, se recomienda bolsa de polietileno o frascos de cristal, pero estos últimos no suelen ser muy prácticos en su manejo y protección dado que puede romperse. También frascos plásticos con tapas de igual material o papel de aluminio se usan de forma habitual y con éxito. Todas las herramientas deben estar limpias y sin restos de usos anteriores.

Las muestras químicas requieren por lo general un tratamiento previo a su procesamiento químico o entrada en el laboratorio. Ya en el laboratorio los sedimentos se ponen a secar a 60 °C, luego de secos tamizan con malla plástica de 63 μ , que es la fracción donde se encuentra el tamaño de granos donde se concentra la mayoría de los elementos metálicos presentes. Este tamizado logra un nivel de homogenización de la muestra que sin ser ideal es aceptado, pues la práctica de homogenizar no es fácil ni es común, por lo que en general se usan así mismo luego de tamizados.

Recolección de muestras con muestreador tipo Corex

Las muestras de sedimento superficial se colectan mediante un Box Core. Estas submuestras se colocan en bolsas de polietileno y luego se congelan hasta su posterior análisis en el laboratorio. Una porción representativa de la submuestra húmeda puede secarse en estufa a 60 °C por 24 horas con el fin de facilitar su molienda y alcanzar una textura de polvo muy fino para la determinación de los parámetros químicos considerados.

Los componentes químicos del sedimento, carbono total, carbono orgánico, carbono inorgánico, fósforo y nitrógeno, pueden ser determinados de acuerdo con los siguientes métodos:

Las diferentes fracciones del carbón, total y orgánico, se determinan en un equipo LECO CR-12. El principio de análisis químico consiste en quemar la muestra seca y molida muy fina a una temperatura de 1350 °C en una

corriente de oxígeno puro, durante la combustión todo el carbón contenido en la muestra se transforma en dióxido de carbono (CO_2) el cual es posteriormente medido con el detector infrarrojo del equipo. El equipo se calibra con un estándar de suelo con contenido de carbono certificado de acuerdo con las normas del National Institute of Standards and Technology (NIST).

Para la determinación de carbono total, la muestra seca y molida se quema directamente en el LECO CR-12. En la determinación del carbón orgánico la muestra se trata previamente con ácido clorhídrico 1:1 de manera que el carbón inorgánico (carbonatos presentes en la muestra) sea volatilizado al transformarse en CO_2 . Después de este tratamiento la muestra es secada por dos horas y luego quemada en el LECO CR 12. El carbón inorgánico se estima como la diferencia en el contenido de carbono total y el carbono orgánico. Las mediciones de carbono se pueden realizar en duplicado y los resultados expresarse como $\mu\text{g-at-C/g}$.

El fósforo se determina mediante la digestión de la muestra seca y molida muy fina, con una mezcla ácido nítrico-sulfúrico hasta casi la sequedad. Posteriormente la muestra se saca cuantitativamente de los balones de digestión con agua desionizada, se filtra en fibra de vidrio, se rebaja su acidez hasta pH 4 y se diluye a un nivel adecuado para facilitar la medición de fosfato por el método espectrofotométrico del complejo azul fosfomolibdico. Como estándar puede utilizarse fosfato de sodio puro. Todas las mediciones para fósforo total se realizan en duplicado y el resultado se expresa como $\mu\text{g-at-P/g}$.

El nitrógeno se determina usando la técnica micro Kjeldahl con muestra seca y molida muy fina, usando como catalizadores sulfato de sodio y selenio. El nitrógeno amoniacal resultante del proceso se destila sobre ácido bórico y se titula con ácido clorhídrico usando una bureta motorizada Metrohm con una precisión de 0,001 ml. Todas las mediciones para nitrógeno total se realizan en duplicado y el resultado se puede expresar como $\mu\text{g-at-N/g}$ de N-kjeldahl, para indicar que éste incluye la fracción orgánica y el amonio retenido en el agua intersticial. La medición se calibra con un estándar de suelo con contenido de nitrógeno certificado de acuerdo con las normas del National Institute of Standards and Technology (NIST).

Muestreo de sedimento para estudios de datación

Los sedimentos son una mezcla de partículas orgánicas e inorgánicas, depositadas en el fondo de los sistemas acuáticos y constituyen un registro fiel de las condiciones del ambiente y de los organismos que han existido a través de la historia del planeta. Esta propiedad le confiere gran importancia y utilidad en los estudios de las condiciones bióticas y abióticas dominantes en un espacio y tiempo pretéritos, es decir en los estudios del paleoambiente de una región o zona determinada, por lo que constituyen una poderosa herramienta para la toma de medidas en la protección, manejo y conservación

de los ecosistemas. Además son de gran utilidad para lograr un mejor ordenamiento y manejo integrado de los recursos de una región.

El estudio de los sedimentos puede clasificarse en dos dimensiones: una horizontal, la cual se refiere al conocimiento reciente de las características o propiedades de los ecosistemas como es el caso de los estudios de contaminación en sedimentos superficiales, distribución espacio-temporal del meiobentos, entre otros. Por otro lado, se encuentra el estudio de dimensión vertical, el cual permite reconstruir la historia ambiental de una región determinada, mediante el estudio de la columna sedimentaria, cuyo basamento viene dado por el principio de superposición. Este principio plantea que en una secuencia de capas, cualquier capa es más vieja que la capa más próxima encima de ella.

La presencia de isótopos inestables en los sedimentos, constituye el fundamento básico mediante el cual permite datar a los sedimentos. Uno de los más empleados es el Pb^{210} en exceso, el cual pertenece a la serie de decaimiento del Uranio²³⁸. Este radioisótopo presenta un periodo de semidesintegración ($T_{1/2}$) de 22,3 años y se forma por la desintegración del gas noble Radon (Rn^{222} , $T_{1/2} = 3,82$ días), el cual escapa hacia la atmósfera a partir de la roca madre por la desintegración del Radio (Ra^{226} , $T_{1/2} = 1600$ años). Este proceso se da en la naturaleza de forma espontánea, por lo que la atmósfera está saturada de este radioisótopo y el mismo ya sea por las lluvias, los ríos u otros eventos se deposita en la corteza terrestre, así como también en las cuencas hidrográficas. Una vez que este radioisótopo se encuentre en la columna de agua, por determinados procesos precipita y forma parte de los sedimentos. Este proceso de formar parte de los sedimentos le confiere su potencial uso de ser empleado para datar sedimentos.

Conjuntamente con el Pb^{210} , que es un radioisótopo natural, también se suele usar radioisótopo artificial Cesio (C^{137} , $T_{1/2} = 30,17$ años). Este último no es empleado en la datación, pero si como marcador de fechas precisas, dado a que sus concentraciones fueron muy elevadas en el periodo 1954-1963, con el lanzamiento de la bomba atómica en Hiroshima y Nagasaki y por el accidente de Chernobyl en 1986 en la extinta Unión Soviética.

Un aspecto fundamental a tener en cuenta para la datación de los sedimentos viene dado en la toma de muestra (núcleos), o sea en la extracción de la columna sedimentaria sin ser esta perturbada durante la realización del muestreo. Si durante la toma de muestra la columna sedimentaria es perturbada, esta no sería una buena referencia para datar, puesto que la secuencia de capas se mezclarían entre si y se perdería la consecutividad de formación de cada capa de sedimento en el tiempo. No obstante, de no servir para datar, la muestra puede ser usada para otros fines de interés geoquímico y/o biológico.

**REQUISITOS BÁSICOS PARA LA TOMA DE MUESTRA
DE SEDIMENTO PARA DATAR (TABLA 10.3)**

*Tabla 10.3 Factores importantes para tener
en cuenta al momento de tomar las muestras*

I- Información básica:	<p>Se basa en el análisis de toda la información disponible de la zona a estudiar, para determinar las estaciones o sitios con posibilidades de ser empleados para la toma de los núcleos de sedimento. La información necesaria es:</p> <ul style="list-style-type: none"> a) Fotos aéreas o satelitales. b) Mapas de Batimetría e Hidrodinámica de la zona. d) Granulometría de sedimentos superficiales e) Inventario de focos de contaminación. f) Cuencas hidrográficas de influencia g) Mapas de contaminación superficial. h) Datos de calidad del agua e información sobre las poblaciones bentónicas. i) Registro de dragados u otras obras hidrotécnicas realizadas en la región de estudio.
II- Selección de sitios:	<p>Zonas de acumulación de sedimentos finos. Zonas donde los sedimentos estén poco mezclados, dada por procesos biológicos (bioturbación), mecánicos, físicos, entre otros. Sedimentos relativamente homogéneos Profundidades asequibles para el uso de los corers o nucleadores.</p>
III- Preparación del muestreo:	<p>Diseño y Elaboración del Programa de muestreo</p>
IV- Ejecución del Muestreo:	<p>Fechas más probables para tener éxito en la ejecución del muestreo, teniendo en cuenta la época del año, eventos meteorológicos, entre otros. Seguridad para las personas y los equipos. Diseñar un registro y codificaciones para las muestras tomadas.</p>

REFERENCIAS

- Alcolado, P. M., J. Espinosa, N. Martínez-Estalella, D. Ibarzabal, R. del Valle, J. C. Martínez-Iglesias, M. Abreu, & A. Hernández-Zanuy (1998). Prospección del megazoobentos de los fondos blandos del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia* 8/9: 87-104.
- APHA, AWWA, WPCF. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th Edition. American Public Health Association. Washington, D.C. USA.
- Brady, N.C. & R. Weil (2002). *The nature and properties of soils*. Thirteenth Edition. Prentice Hall, New Jersey, USA. 960 p.

- CARICOMP (1991). Manual of methods for mapping and monitoring physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. CARICOMP (Caribbean Coastal Marine Productivity) Data Management Centre, UWI, Mona, Kingston, Jamaica. 35 p.
- Cochran, W. G. & G. M. Cox (1968). *Experimental Design*. John Wiley & Sons, New York, 611 p.
- Connell, D. W. (1997). *Basic concepts in environmental chemistry*. Lewis Publishers, NY, USA. 506 p.
- English, S., C. Wilkinson & V. Baker (Eds.) (1994). *Survey manual for tropical marine resources*. ASEAN. Australian Institute of Marine Science, Townsville, 368 p.
- Frontier S. (1981). Diseño de muestreos. pp. 103-107. En: *Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con zooplancton marino*. Demetrio Boltovskoy (ed.), Publicación del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Argentina. 936 p.
- Heck, K. L., Jr. & K. A. Wilson (1990). Epifauna and infauna: biomass and abundance. pp. 125-128. En: *Seagrass research methods*. R. C. Phillips y C. P. McRoy (eds.). UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology, 9.
- Holme, N. A. & A. D. McIntyre (eds.) (1971). *Methods for the study of marine benthos*. International Biological Program Handbook 16. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Edinburgh, 334 p.
- Ibarzábal, D. (1987) Mejoras en el muestreo de macrobentos con el equipo de succión. Reporte de Investigación No. 67. 7 p.
- Massé, H. (1979). Echantillonnage du macrobenthos des substrat meubles du plateau continental. *Ras. Comm. Int. Mer. Médit.* 25/26, 4:243-251.
- Ramírez, J. J. (2000). Fitoplancton de agua dulce. Bases ecológicas, taxonómicas y sanitarias. Ed. Universidad de Antioquia. p. 207.
- Thomassin, B. (1978). Soft bottom communities. pp. 263-298. En: *Coral Reefs: Research Methods*. D. R. Stoddart y R. E. Johannes (eds.). UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology, 3.
- Wild, A. (1993). *Soils and the environment*. Cambridge University Press, New York, NY, USA.

LOS BIOMARCADORES CELULARES COMO HERRAMIENTA EN LA EVALUACIÓN DE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL EN MEDIOS ACUÁTICOS

*Gerardo Andrés Torres Rodríguez **

*Carlos Arturo Iregui Castro ***

*Enrique Javier Peña Salamanca****

INTRODUCCIÓN

El rápido avance en el campo de la toxicología acuática en los últimos años ha permitido el entendimiento del efecto de los contaminantes sobre los organismos en el nivel celular y molecular de los diferentes tejidos y órganos de las especies acuáticas. De otra parte, son numerosas las investigaciones que se adelantan con el uso de organismos centinelas y la aplicación de biomarcadores. Así mismo el establecimiento de programas de monitoreo ambiental en los que se utilizan estas herramientas y que se integran a las metodologías tradicionales contribuyendo a la determinación de la toxicidad de los contaminantes aun cuando estos se encuentran en bajas concentraciones o en cantidades subletales. Los biomarcadores han sido propuestos como herramientas sensibles de “alarma temprana” en los niveles celular y molecular para medir el efecto biológico en la evaluación de la calidad ambiental (McCarthy y Sjugart, 1990; Etxeberria et al., 1995; Marigómez et al., 1996; Da Ros et al., 2000; Domouhtsidou y Dimitriadis, 2001; Marigómez et al., 2005).

* PhD. Universidad del Cauca. gator@unicauca.edu.co

** PhD. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. caireguic@unal.edu.co

*** PhD. Depto. de Biología, Universidad del Valle. enrique.pena@correounivalle.edu.co

El presente capítulo pretende revisar el uso de los biomarcadores citológicos e histopatológicos en distintas especies acuáticas en las cuales se han cuantificado e identificado alteraciones histológicas y celulares producidas por la exposición a contaminantes, las mismas que proporcionan información sobre el nivel de estrés de los organismos en un ecosistema. Se incluyen las diversas técnicas utilizadas, los órganos y tejidos, así como las especies empleadas y se hace énfasis en literatura que involucre organismos acuáticos expuestos a diversos contaminantes orgánicos y metales pesados. Finalmente se espera que este documento sea una herramienta de consulta para investigaciones con especies nativas dado que la aplicación de estos biomarcadores es muy escasa.

Antecedentes

En Colombia la aplicación de los biomarcadores está restringida a los estudios de salud ocupacional en poblaciones humanas expuestas a numerosos compuestos químicos y contaminantes (Muñoz y Niño, 2009), de otra parte, no se reportan estudios ni programas de monitoreo en los cuales se apliquen el uso de esta herramienta en ecosistemas acuáticos. Por el contrario, la aplicación de estos son de uso común en Europa, Asia, Estados Unidos y Brasil. Las especies más utilizadas son los bivalvos marinos, así como algunas especies de peces. Por otro lado, en los estudios internacionales se aprecia la aplicación de diversas pruebas, desde las clásicas tinción de hematoxilina-eosina, hasta tecnologías de microanálisis en diversos tejidos pasando por la histoquímica con el apoyo de sistemas de análisis de imágenes.

En Colombia se encuentran consolidados algunos grupos de investigación que se han enfocado en el área y específicamente sobre problemas de patología y sanidad piscícolas, con énfasis en la búsqueda de soluciones de índole ecológica para el control de las enfermedades infecciosas. Algunos resultados obtenidos por el grupo de patología veterinaria de la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá se presentan en el trabajo de Verjan y colaboradores (2001). En este se establecen parámetros de “normalidad” histológica del sistema respiratorio y de las interacciones hospedero-patógeno-ambiente. Así mismo, realizan las primeras evaluaciones que permiten ver hasta qué punto variables ambientales del clima y de las condiciones fisicoquímicas del agua pudieran ejercer o predisponer a algún efecto deletéreo sobre los tejidos de los peces en condiciones de cultivo de la especie *Piaractus brachipomus*, con el objeto obtener una línea “patrón” contra la cual comparar posteriores estudios de epidemiología, ambientales, de diagnóstico, investigación en campo o experimental.

De otra parte en la actualidad Grupo de Investigación en Sanidad de Organismos Acuáticos y el Instituto de Acuicultura de los Llanos perteneciente la Universidad de los Llanos viene desarrollando investigaciones

en torno a la evaluación de los efectos tóxicos de herbicidas sobre la biota acuática de especies de alto valor comercial y de consumo en la región como la cachama blanca (*Piaractus brachypomus*). El trabajo de Rondón-Barragán y colaboradores (2007) perteneciente a este grupo muestran los efectos tóxicos del plaguicida Cosmoflux sobre órganos y tejidos blanco como la branquia, el hígado, intestino y cerebro.

En resumen, estas metodologías no son desconocidas en Colombia, aunque si bien es cierto que la investigación y el desarrollo de técnicas de microscopía electrónica, microanálisis y los sistemas de análisis de imágenes es muy limitada, hace falta la consolidación de más grupos de investigación que generen proyectos que permitan establecer la aplicación de los biomarcadores celulares e histopatológicos como herramienta en la evaluación de impacto ambiental.

DEFINICIÓN DE BIOMARCADORES

De acuerdo con la definición de Markert y colaboradores (2003), los biomarcadores representan medidas de parámetros biológicos en el nivel suborganísmico (genético, enzimático, fisiológico y morfológico), en los que, cambios funcionales o estructurales indican influencias ambientales en general y la acción de contaminantes en particular en términos cualitativos y algunas veces también en términos cuantitativos. Algunos ejemplos son la inducción de la enzima o sustrato del citocromo P-450 y otras enzimas de la fase I por varios hidrocarburos halogenados; la incidencia de formas de melanismo industrial observado en especies biomonitoras actuando como marcadores para la contaminación del aire; cambios en la morfología, histología o ultraestructura de organismos u órganos monitores (hígado, branquias, testículo, etc) por efecto a la exposición de un contaminante.

Los biomarcadores son considerados como las mediciones efectuadas en los niveles molecular y celular de la organización biológica, es en estos niveles donde ocurre la interacción inicial de los contaminantes con los organismos y con base en los cuales se podrán desarrollar indicadores sensibles que sirvan como señales de alarma temprana de sus efectos, los cuales se pueden manifestar en los niveles superiores del individuo, la población o el ecosistema. Para que los efectos de los contaminantes sean evidentes en el ecosistema, debió de suceder un primer nivel de interacción molécula-célula. Este nivel de organización es además el ideal para estudiar relaciones causa-efecto y los mecanismos de acción de los contaminantes (Cajaraville et al., 2000).

Gutiérrez y colaboradores (2003) definen el término biomarcador como “la alteración bioquímica, fisiológica o morfológica detectable, o manifestación celular ocasionada por estrés ambiental”; además sugieren, que debe poseer una alta sensibilidad y especificidad. Estos autores proponen que cualquier sistema celular que experimente una alteración fisiológica detec-

table bajo la influencia de un contaminante o estrés ambiental puede ser considerado como un biomarcador celular y las moléculas involucradas en esta alteración o cambio fisiológico pueden ser consideradas biomarcadores moleculares.

El IPSC (Internacional Programme on Chemical Safety de la OMS) ha identificado tres clases de biomarcadores, a saber: biomarcadores de exposición, biomarcadores de efecto y biomarcadores de susceptibilidad (Van der Oost, 2003).

Biomarcador de exposición: puede ser un compuesto exógeno (o un metabolito) dentro del organismo que refleja la exposición de éste a un xenobiótico. Se han dividido los biomarcadores de exposición en dos subgrupos: selectivos y no selectivos, basándose en la especificidad de las pruebas de detección. Los biomarcadores selectivos se basan en la medida directa del tóxico o sus metabolitos en fluidos biológicos (p. ej. plomo en sangre) y los no selectivos constituyen un grupo de indicadores inespecíficos de exposición (p.ej. tioésteres en orina como indicadores de exposición a sustancias electrófilas y, por lo tanto, reflejo de la absorción de sustancias mutagénicas y cancerígenas).

Biomarcadores de efecto: incluyen medidas bioquímicas, fisiológicas u otras alteraciones dentro de los tejidos o fluidos de un organismo que pueden ser reconocidas o asociadas con una enfermedad manifiesta o deterioro en la salud. Pueden ser usadas para documentar ya sea alteraciones subclínicas, o efectos adversos en la salud debido a exposición externa y absorción de un químico.

Biomarcadores de susceptibilidad: sirven como indicadores de sensibilidad individual al efecto de un xenobiótico o grupo de compuestos tóxicos. Se deben generalmente a factores genéticos, reconocibles por estudios de ADN y sus fragmentos de restricción (RFLPs), clonado de genes e investigación de polimorfismos de actividades enzimáticas. Se pueden distinguir dos tipos: marcadores de polimorfismos de sistemas activadores y marcadores de polimorfismos de sistemas detoxificadores. Los marcadores de polimorfismos de sistemas activadores permiten la medida de actividad de las enzimas del citocromo P-450; las hemoproteínas conocidas como citocromos P450 (CYP) están implicadas en la toxicidad de numerosos xenobióticos. Los marcadores de polimorfismos de sistemas detoxificadores son medidas de actividad de enzimas tales como la glutatión-S-transferasa, la acetiltransferasa, la sulfotransferasa, la glucuroniltransferasa o la paraoxonasa que participan en procesos antioxidativos y detoxificadores.

La bioacumulación de ciertos contaminantes ambientales persistentes en tejidos animales pueden ser un biomarcador de exposición a esos químicos (NRC, 1987; WHO, 1993). Sin embargo, Van der Oost (2003) establece una diferencia refiriéndose a ellos como marcadores de bioacumulación, y hace diferencia a todos los indicadores biológicos (bioquímicos, físicos, histo-

lógicos y morfológicos) medidos dentro de un organismo o sus productos, como biomarcadores.

Los peces son uno de los grupos de especies más frecuentemente usados como bioindicadores en estudios eco-toxicológicos en campo. Su principal ventaja es el conocimiento básico que sobre la fisiología, histología y toxicología de ellos se tiene. Muy pocos organismos acuáticos son tan útiles para la aplicación de diferentes metodologías que permitan una evaluación de la severidad del impacto tóxico y el rango de respuestas compensatorias moleculares como ultraestructurales, lo que los hace útiles como indicadores de alarma temprana, hasta cambios subletales y patológicos como señales de alarma en poblaciones en declinación y las consecuencias irreversibles para el ecosistema en su conjunto. En la Figura 11.1 se muestra cómo los peces debido a su complejo requerimiento acuático son un indicador concluyente de la integridad ecológica en un sistema acuático en diferentes escalas, desde un micro-hábitat hasta una gran cuenca (Markert et al., 2003).

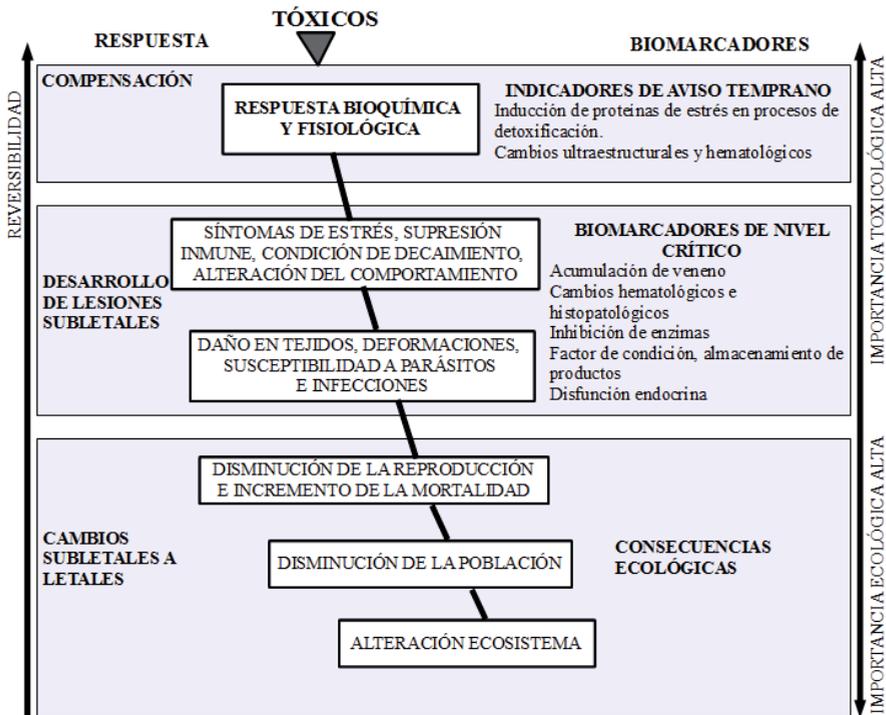


Figura 11.1 Diferentes niveles de respuesta de los peces expuestos a tóxicos y su uso como bioindicadores de contaminación ambiental (Markert et al., 2003)

TÉCNICAS HISTOLÓGICAS Y DE MICROSCOPIA EN SU APLICACIÓN A LOS BIOMARCADORES CELULARES

La contribución de las diferentes técnicas de microscopía en el conocimiento de los procesos celulares involucrados en la toxicología de diferentes contaminantes, incluidos los metales en diferentes especies acuáticas ha sido muy significativa, desde la investigación en la toxicocinética de contaminantes incluyendo los metales pesados hasta su aplicación en programas de monitoreo ambiental con el uso de biomarcadores. La Tabla 11.1 muestra las principales técnicas utilizadas en dichos estudios. Entre ellas se incluye la tinción de hematoxilina-eosina (H&E), técnicas histoquímicas, microscopía de luz de alta resolución (MLAR), análisis morfométricos junto con sistemas de análisis de imágenes, microscopía electrónica de transmisión (MET) y de barrido (MEB) y tecnologías muy avanzadas como el microanálisis EPMA, (por sus siglas en inglés Electron Microprobe Analysis) y autometalografía (AMG); estas metodologías, han permitido que los biomarcadores celulares e histopatológicos se conviertan en una herramienta útil y avanzada para los estudios de monitoreo e impacto ambiental.

Existe un número significativo de estudios dedicados a investigar la localización celular y tisular de múltiples contaminantes inclusive los metales pesados, así como su cinética tóxica en diferentes especies acuáticas; en ellos se ha logrado demostrar la existencia de células y tejidos blanco en los cuales los contaminantes se acumulan y producen lesiones evidentes que en la actualidad son determinadas como biomarcadores. El desarrollo de las técnicas de microscopía ha contribuido de forma muy importante en el establecimiento de estas metodologías que actualmente son validadas y aplicadas en todo el mundo. La Figura 11.2 ilustra diferentes técnicas y estructuras celulares en especies acuáticas y su aplicación en la investigación de biomarcadores histopatológicos y en la acumulación celular y sub-celular de metales y algunos otros contaminantes en programas de monitoreo ambiental.

Tabla 11.1 Técnicas utilizadas en el estudio de biomarcadores celulares en la evaluación de contaminación ambiental

Técnica utilizada	Contaminante evaluado	Referencia
H&E	Hidrocarburos aromáticos, PAHs, pesticidas órganoclorados, PCBs, metales: Ni, Cr, Cu, Ca	Teh et al., 1997; Lowe y Moore, 1978; Clark et al., 2000; Wedderburn et al., 2000; Da Ros et al., 2000; Nicholson, 2003; Kok-Leng et al., 2003; Werner et al., 2004; Rabitto et al., 2005; Smolarz et al., 2006;

>>> Sigue

Tabla 11.1 (Cont.)

MLAR, MET, MEB MICROANÁLISIS	Cu, Metil mercurio, Pb, Cr, Ca, PAHs, PCBs, Fe, Mn, Zn, Ni.	Kohler et al., 1996; Paris-Palacios et al., 2000; Amaral et al., 2002; Domouhtsidou y Dimitriadis, 2001; Porte et al., 2001; Soto et al., 2002; Domouhtsidou y Dimitriadis, 2004; Dimitriadis y Papadaki, 2004; Cunha et al., 2004; Rabbito et al., 2005; Pigino et al., 2006; Giari et al., 2007; Brunelli et al., En prensa;
HISTOQUÍMICA (LSM, LSC PAS-Alcian blue) EVALUACIÓN MORFOMÉTRICA Y SISTEMAS DE ANÁLISIS DE IMÁGENES	Metales, compuestos orgánicos	Speare y Ferguson, 1989; Ferguson et al., 1992; Etxeberria et al., 1995; Sánchez et al., 1997; Sánchez et al., 1998; Da Ros et al., 2000; Domouhtsidou y Dimitriadis, 2001; Marigómez et al., 2005; Marigómez et al., 2006; Oliveira Ribeiro et al., 2006;
AUTOMETALOGRAFÍA (AMG)	Cr, Ca, Cu, PAHs, PCBs	Porte et al., 2001; Amaral et al., 2002; Dimitriadis y Papadaki, 2004; Zorita et al., 2006

H&E: Hematoxilina - Eosina; MLAR: Microscopía de Luz de Alta Resolución. MET: Microscopía Electrónica de Transmisión; MEB; Microscopía Electrónica de Barrido; LSM: Estabilidad de membrana lisosomal; LSC: Cambios estructurales lisosomales; PAHs: hidrocarburos aromáticos policíclicos; PCBs: Bifenilos policlorados.

BIOMARCADORES CITOLÓGICOS

Los lisosomas

En los estudios de monitoreo ambiental los marcadores citológicos ofrecen nuevas perspectivas. Un ejemplo es el uso de invertebrados marinos y las pruebas para determinar la calidad de las aguas, toxico-cinética y bioacumulación de contaminantes como los metales (Domouhtsidou y Dimitriadis, 2004; Marigómez et al., 2002). Estructuras sub-celulares como los lisosomas son de amplia aplicación en el estudio de diversos contaminantes. Estas organelas citoplasmáticas contienen hidrolasas ácidas que son capaces de degradar muchas macromoléculas a productos de bajo peso molecular, los cuales son secuestrados en forma inactiva en el interior de los mismos lisosomas.

También se ha demostrado que los lisosomas juegan un papel muy importante en la homeostasis celular de los metales en general, ya que de igual forma son interiorizados por fagocitosis y posteriormente acumulados en estas organelas (Bayne, 1989). El agrandamiento lisosomal en células digestivas de moluscos es ampliamente aceptado como un marcador de estrés general (Moore, 1993; Cajaraville et al., 2000). Los trabajos de Etxeberria y col. (1995), demostraron que el sistema lisosomal celular en moluscos bivalvos exhibía cambios significativos durante el ciclo anual, relacionados con cambios en las altas temperaturas en el verano, también observaron cambios significativos cuando la calidad del agua disminuía, permitiéndoles asociar esos

cambios a la disponibilidad del alimento y al estrés reproductivo. De otra parte, Nicholson (2003) a través de bioensayos con la especie marina *P. viridis* (Bivalvo:Mytilidae), expuesta a niveles subletales y agudos de cobre, en concentraciones del metal reportadas frecuentemente en los estuarios de la región de 20-160 $\mu\text{g l}^{-1}$, encontró daño evidente en las membranas lisosomales.

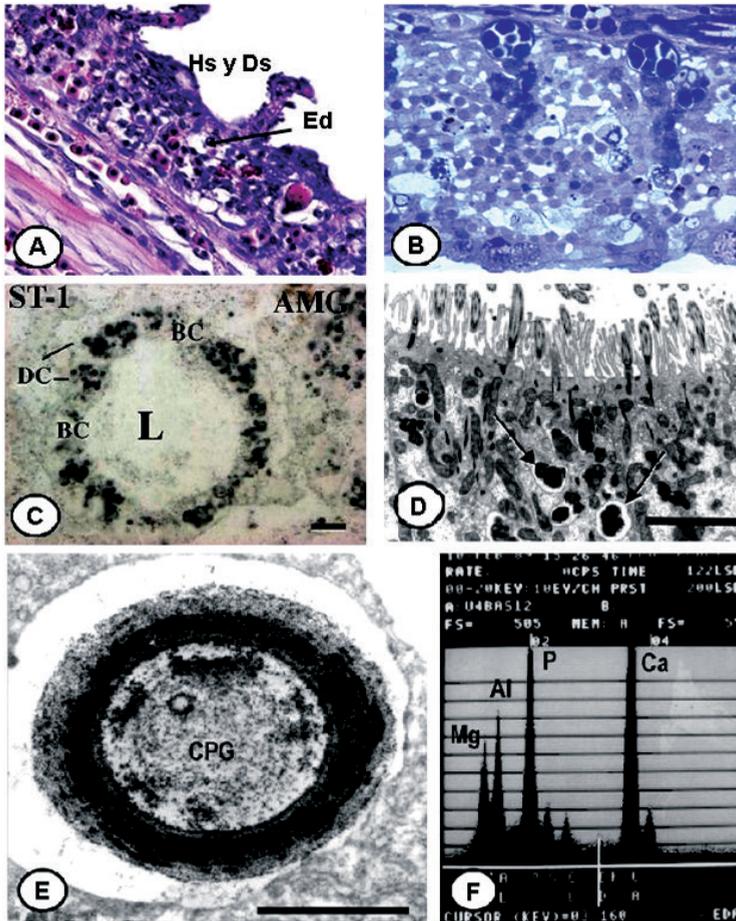


Figura 11.2. Fotomicrografías de luz y electrónicas en las que se muestran lesiones y acúmulos celulares de metales. A) Branquia de *Oreochromis niloticus* que muestra hiperplasia (Hs) y displasia (Ds) epitelial y posiblemente edema subepitelial (Ed). H&E 40x (Cáceres y Tello, 2009). B) Fusión interlamelar, tilapia. MLAR, azul de Toluidina 100x (Cáceres y Tello, 2009). C) Autometalografía de tubo digestivo de molusco marino, se ven acúmulos de metal en lisosomas de células digestivas. Célula basofílica (BC), célula digestiva (DC), lumen (L). Barra 20 μm (Zorita et al., 2006). D) Gránulos electro-densos (flechas) en células ciliadas del epitelio branquial de molusco marino MET (Marigómez et al., 1996). E) Gránulos de fosfato de calcio de células de molusco MET (Domouhssidou et al., 2004). F) Espectro de microanálisis EDS de gránulo de fosfato de calcio en células basofílicas de molusco (Domouhssidou et al., 2004).

Los lisosomas son de gran utilidad como marcadores citológicos, debido a que son organelas con múltiples funciones entre las que se incluyen recambio de proteínas y organelas, defensa celular, detoxificación de contaminantes y degradación de nutrientes (Nicholson y Lamb, 2005). Estos hallazgos han permitido establecer que las alteraciones ultraestructurales y/o morfométricas de estas organelas así como la desestabilización de la permeabilidad de su membrana, sean empleadas como biomarcadores de estrés bajo condiciones de exposición experimental a contaminantes orgánicos o metales pesados (Lowe y Moore, 1978; Moore, 1980; Exteberria et al., 1995; Domouhtsidou y Dimitriadis, 2001).

La estabilidad de las membranas lisosomales (LSM) es una prueba que ha atraído considerable atención en años recientes por varias razones: 1) se ha comprobado que tales membranas son el blanco de un amplio rango de contaminantes, 2) son fáciles de visualizar en células de la sangre y tejidos procesados por técnicas de criosección, 3) están presentes en todas las células nucleadas y por lo tanto no son especie específicas (Viarengo et al., 2007).

Desde los trabajos de Moore (1980) se han desarrollado muchas investigaciones que demuestran que los factores ambientales causantes de estrés, en los que se incluyen distintos contaminantes, tienen la propiedad de desestabilizar y alterar la LSM. Las pruebas desarrolladas principalmente en glándulas digestivas de moluscos bivalvos son utilizadas como órgano blanco para distintos contaminantes, teniendo en cuenta su capacidad de acumulación y detoxificación de sustancias extrañas de diversa naturaleza (Marigómez et al., 2002; Moore, 1993). De igual manera estos tipos de órganos como las glándulas digestivas presentan un epitelio digestivo con dos tipos de células, las digestivas y las basofílicas, usadas como biomarcadores celulares. Las primeras son especializadas en digestión intracelular y poseen un sistema endolisosomal bien desarrollado; mientras que las células basofílicas son células secretoras de moco, menos abundantes. Con base en estos elementos se han establecido unos parámetros dentro del sistema lisosomal de las células digestivas basado en tres categorías: reducida estabilidad de la membrana, incremento en el tamaño y cambios en el contenido lisosomal (Zorita et al., 2006).

Lowe y colaboradores (1995), establecieron una técnica para determinar la permeabilidad de la membrana lisosomal en células de bivalvos. Este procedimiento es hoy en día una herramienta de uso frecuente y un biomarcador valioso de estrés ambiental en casos de origen natural y en aquellos por contaminantes entre los que se incluyen los metales pesados. Se ha comprobado su utilidad como un marcador rápido y fácilmente medible de la contaminación con metales pesados. No obstante, de acuerdo con Nicholson y Lamb (2005), para la aplicación de estos biomarcadores no específicos, deben ser usados en conjunto con otros de indicadores de estrés como

los genotóxicos y las metalotioneinas, dado que los primeros proporcionan información que puede indicar perturbaciones ambientales, pero no el agente causal. Estos autores sugieren que en programas de monitoreo ambiental se utilicen metodologías de análisis químico y biomarcadores específicos para identificar relaciones causa-efecto.

Los trabajos desarrollados por Domouhtsidou y Dimitriadis (2001), en *Mytilus galloprovincialis* (mejillón mediterráneo) integran diferentes biomarcadores; 1) la estabilidad de la membrana lisosomal, 2) alteraciones estructurales lisosomales 3) composición elemental de lisosomas por microanálisis. Estas metodologías están basadas en el sistema lisosomal de las células digestivas a partir de los heterolisosomas y cuerpos residuales; los primeros, provienen de la fagocitosis del exterior de la célula, y los cuerpos residuales que resultan de la digestión lisosomal y quedan acumulados en la célula para el resto de la vida. Sus resultados mostraron que la integración de los tres biomarcadores permite hacer una estimación del impacto de la contaminación acuática sobre la especie estudiada y sugerir la necesidad de la integración de biomarcadores en la búsqueda de índices de estrés particulares.

El uso de los cambios estructurales lisosomales, junto con el empleo de sistemas de análisis de imágenes son claramente mostrados como biomarcadores en los trabajos de Etxeberria y colaboradores (1995), Da Ros y colaboradores (2000) y Marigómez y colaboradores (2006). Estos autores utilizan tres parámetros estereológicos: densidad de volumen lisosomal, ($V_{VL} = V_L/V_C$), relación superficie a volumen ($S/V_L = S_L/V_L$) y densidad numérica ($N_{VL} = N_L/V_C$). Donde V= Volumen, S= Superficie, N= número, L=lisosomas y C= citoplasma de células digestivas. Sus resultados coinciden en que el sistema lisosomal de las células digestivas, especialmente entre los moluscos, muestra cambios significativos durante el ciclo anual. Por otro lado, concluyen que cuando la calidad del agua disminuye la estructura del sistema lisosomal parece cambiar más allá del rango de las fluctuaciones estacionales “naturales”, estas últimas frecuentemente asociadas a cambios en la disponibilidad de alimento o por estrés reproductivo.

LAS TÉCNICAS DE AUTOMETALOGRAFÍA COMO HERRAMIENTA EN EVALUACIÓN DE METALES

El desarrollo de programas de evaluación de la calidad ambiental presenta grandes retos como es el caso de la exposición a contaminantes que aparecen en niveles subletales por largos periodos. Una alternativa planteada particularmente en los ecosistemas acuáticos marinos se basa en la utilización de especies como moluscos para detectar cambios en la biodisponibilidad de los contaminantes, así como sus efectos biológicos (Etxeberria et al., 1995; Cajaraville et al., 2000; Lyons et al., 2006). Un aspecto que

se aprecia en los programas de monitoreo es que generalmente realizan los análisis químicos de tejidos, por ejemplo por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), para evaluar su biodisponibilidad. Sin embargo, estos análisis no son totalmente confiables debido a su relativa baja sensibilidad y la existencia de factores biológicos y fisicoquímicos que pueden afectar la carga del metal en el cuerpo en una manera impredecible (Marigómez et al., 2002).

En este contexto, el uso de las técnicas de microscopía se han incrementado en los programas de monitoreo debido a que ellas son más sensibles y menos afectadas por factores bióticos y abióticos (Tabla 11.1). Aun más, las células se encuentran en una escala intermedia entre los eventos moleculares y aquellos que afectan a todo el organismo, y consecuentemente, cambios en las células, predicen cambios en niveles más complejos de la organización biológica (Marigómez et al., 2002). Por esta razón la evaluación de los niveles de los metales en células blancas y tejidos por técnicas de microscopía constituye una medida de alarma temprana con prometedoras aplicaciones en estudios de monitoreo ambiental.

La aparición y desarrollo de la técnica conocida como autometalografía (AMG) (Dansher, 1985), ha permitido obtener la localización histológica y ultraestructural de la presencia de metales pesados en diferentes tejidos. Esta técnica explota la presencia de iones de estos metales en tejidos para actuar como punto de nucleación alrededor de iones de plata los cuales son acumulados para crear un producto de reacción visible. Esta técnica consiste en la aplicación de una emulsión que contiene bromuro de plata sobre la superficie de un corte histológico ultrafino colocado sobre una rejilla, que posteriormente se expone a un revelador fotográfico y con el uso de un rastreador, conformado de oro coloidal que permite la dispersión y amplificación después de unos minutos de revelado.

En la actualidad la AMG se ha convertido en una poderosa herramienta para la identificación de metales en tejidos, por ello se le aplica en distintas investigaciones para demostrar la presencia de los diferentes metales en células digestivas y específicamente en organelas celulares como lisosomas, heterolisosomas y cuerpos residuales. Estos trabajos se realizan en moluscos expuestos experimentalmente (Regoli y Principatocitas, 1995) y en trabajos en campo, en los que se utilizan estas organelas como biomarcadores en programas de monitoreo ambiental, (Marigómez et al., 2002; Dimitriadis y Papadaki, 2004).

Dimitriadis y Papadaki (2004), aplicando las técnicas de autometalografía en cortes transversales en glándulas digestivas de bivalvos, observaron por microscopía de luz depósitos de metal representados como BSD (depósitos negros de plata, por sus siglas en inglés) en células teñidas con azul de toluidina y no teñidas. Los BSD son sulfuros o seleniuros de metal que se hacen evidentes por microscopía de luz o electrónica al ser amplificados

con plata (Danscher y Moller-Madsen, 1985). A través de esta técnica se localizaron claramente depósitos de metales, tanto en regiones basales como apicales del epitelio de la glándula digestiva sobre elementos del sistema lisosomal vacuolar. En este trabajo también aplicaron microanálisis de rayos X de tipo cualitativo evidenciando la presencia de mercurio y plomo en lisosomas de células digestivas del bivalvo *Mytilus galloprovincialis*.

Las perspectivas más prometedoras concernientes a la aplicación de AMG se basan en la estrecha relación demostrada entre los BSD en compartimentos de células blanco y las concentraciones de metales en tejidos blandos determinadas por EAA de organismos bioindicadores como moluscos. Lo anterior se aprecia de forma clara en los trabajos de Soto y Marigómez (1997a,b) y Soto y colaboradores (1998), de tal forma que la proporción de BSD identificados por autometalografía en lisosomas de células digestivas en moluscos expuestos a diferentes metales en trabajos de campo y de laboratorio, les permitió establecer a los BSD como un excelente indicador de exposición a metales pesados en ambas condiciones.

Marigómez y colaboradores (2002), proponen la aplicación de esta técnica como protocolo para ser aplicado en la evaluación en programas de monitoreo ambiental con el uso de moluscos bivalvos como organismos bioindicadores (Figura 11.3). Esta se basa en la proporción de BSD en lisosomas de células digestivas como un biomarcador de exposición que permita a los evaluadores librar de análisis químicos en muestras biológicas a partir de dos parámetros, uno si la proporción de los BSD son bajos y si la evaluación de células basofílas de las glándulas digestivas de los moluscos Vv(BAS), es también bajo (indicando que allí no hay pérdida de células digestivas). Solamente si la proporción de BSD o Vv(BAS) es alta, hay evidencia de contaminación por el metal y por lo tanto se necesita el análisis químico por EAA. Este protocolo propuesto proporciona una alternativa rentable en programas de monitoreo ambiental (Marigómez et al., 2002).

MICROANÁLISIS Y LA COMPOSICIÓN ELEMENTAL LISOSOMAL

El desarrollo y la aplicación de nuevas tecnologías en la microscopía electrónica ofrecen potencialidades adicionales, y se ha convertido en la actualidad en una poderosa herramienta en las ciencias Biológicas, tanto en lo que se refiere a la ultraestructura, como al análisis cualitativo y semicuantitativo en células animales y vegetales (Amado et al., 2002; Dimitriadis y Papadaki, 2004). El microanálisis de rayos X es una técnica que los microscopistas usan para localizar elementos tanto en las ciencias biológicas como en la de materiales. Para las muestras biológicas es una herramienta que permite la localización interna de elementos en los niveles celular y subcelular.

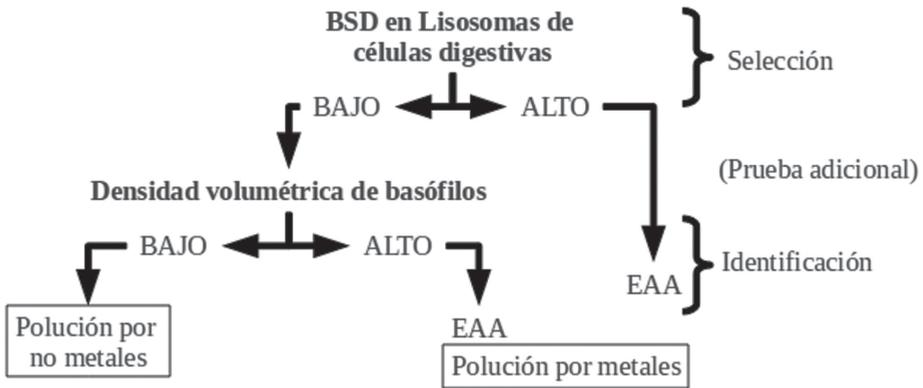


Figura 11.3. Protocolo propuesto para la evaluación de la contaminación por metales en programas de monitoreo ambiental usando los moluscos como organismos centinela. Esta propuesta proporciona una alternativa como complemento a los análisis químicos de rutina en programas de monitoreo ambiental (Marigómez et al., 2002)

El microanálisis clásico (sus siglas en inglés, EPMA Electron Probe Microanalysis), es usado para determinar la intensidad de una emisión característica de rayos X de un elemento de interés en el espécimen y compararlo con un estándar de composición conocida (Amelinckx et al., 1997; González & Noguez, 2006). Los resultados usualmente se obtienen en tres formas: un espectro que indica todos los elementos encontrados en un lugar particular de la muestra; un conteo en el cual los picos son integrados para producir resultados cuantitativos; y un mapa de puntos de rayos X (también conocidos como imágenes de distribución de rayos X), los cuales determinan bajas y altas concentraciones de elementos para ser asignados a áreas dentro de la muestra (Dashek, 2000).

En el caso de organismos expuestos a metales pesados, el análisis de la composición de lisosomas por esta técnica, permite hacer una evaluación del contenido relativo de los metales en estas organelas. A través de esta prueba se obtienen resultados que pueden ser cualitativos y semicuantitativos de los elementos, lo que provee información de la dinámica de los metales y su interacción con el organismo bioindicador. De otra parte, la investigación de gránulos en tejidos y órganos blanco con capacidad de acumular metales en diferentes especies, pero especialmente en moluscos bivalvos, es tema de investigación dada la importancia que se piensa tienen estas estructuras en un número de funciones que incluyen detoxificación de metales y almacenamiento de elementos como Ca y P (Vesk y Byrne, 1999; Domouhtsidou et al., 2004).

El trabajo de Torres y colaboradores (2009) con la aplicación de microanálisis con sonda EDS, en *Rana catesbeiana* proveniente de la Laguna de Sonso (Valle del Cauca), demostró la acumulación de metales Cu, Cr, Pb en los centros melanomacrófagos del hígado, como resultado de la presencia de estos metales por la acción antropogénica en este ecosistema. En resumen, las anteriores investigaciones muestran que el microanálisis de rayos X en el estudio de composición subcelular es una alternativa en la evaluación de metales en diferentes especies expuestas y en programas de monitoreo de la calidad ambiental.

LA FAGOCITOSIS COMO BIOMARCADOR CITOLÓGICO

Otro marcador citológico que actualmente se propone, especialmente en bivalvos marinos, es la fagocitosis. Este es un proceso celular que forma parte de la inmunidad innata de la mayoría de organismos incluyendo vertebrados e invertebrados. Tiene como fin remover partículas extrañas dentro del individuo por medio de células especializadas provistas de una maquinaria de gran capacidad degradativa, la cual además de involucrar la capacidad fagocítica de la célula es complementada por la acción de los lisosomas. Varios autores reportan una disminución en la capacidad fagocítica en bivalvos marinos como consecuencia de la presencia de un amplio espectro de contaminantes, en los que incluyen metales pesados e hidrocarburos (Sminia, 1980; Cheng, 1988; Pipe y Coles, 1995; Nicholson, 2003). Algunos de estos contaminantes interactúan con las membranas celulares y con los procesos de invaginación de las membranas de las células encargadas de la función fagocítica, causando una disfunción en el proceso, lo que conlleva a una supresión de la inmunocompetencia (Nicholson y Lamb, 2005).

Los estudios preliminares *in vivo* en bivalvos adelantados por Nicholson (2003) demostraron una baja capacidad fagocítica de los hemocitos de estas especies evaluados a través de la ingestión de microesferas después de una exposición subletal y aguda de cobre, igualmente se observó un incremento en la inestabilidad de la membrana lisosomal. Este autor sugiere que esta podría ser una prueba para evaluar los efectos de los contaminantes sobre las poblaciones de estos organismos y también como potencial marcador de enfermedades.

Una de las más importantes características de los biomarcadores moleculares/celulares es que ellos tienen el potencial de anticipar cambios en niveles superiores de organización biológica, por ejemplo poblaciones, comunidades o ecosistemas. En este contexto, los biomarcadores de “alarma temprana” pueden ser usados de manera predictiva de tal forma que conduzcan a estrategias de prevención, y aún de biorremediación antes de presentarse daños ambientales irreversibles; en suma, pueden definirse como indicadores a corto plazo de efectos biológicos a largo plazo (Cajaraville et al., 2000).

LA HISTOPATOLOGÍA COMO BIOMARCADOR

El presente capítulo muestra el resultado de investigaciones en las cuales el uso de la ultraestructura de algunas organelas celulares y la histopatología como biomarcadores pueden suministrar información a través de cambios arquitectónicos de las células y de los tejidos, mostrando una tendencia producto del efecto de los contaminantes sobre tejidos y órganos blancos. De esta forma, se puede proporcionar información sobre el grado de estrés y convertirse en una señal de alarma temprana para especies animales acuáticas expuestas a niveles de contaminación inclusive bajos, pero que tengan un impacto sobre la fisiología y la morfología celular.

La Tabla 11.2 contiene una recopilación de diferentes trabajos en los que se aplican parámetros histopatológicos, pruebas celulares y técnicas como la microscopía de luz de alta resolución, tinciones con hematoxilina eosina, microscopía electrónica de transmisión, pruebas histoquímicas y citológicas, junto con la aplicación de sistemas de análisis de imágenes. Estas investigaciones se han llevado a cabo en su mayor parte en moluscos marinos, sin embargo, algunos trabajos también son ejecutados en peces para el caso de contaminantes como metales, además de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), bifenilos policlorados (PCBs) y plaguicidas organofosforados.

Dentro de los programas de monitoreo ambiental en Europa y EE. UU se ha incorporado el uso de los biomarcadores histológicos en la evaluación de diferentes contaminantes (Cajaraville et al., 2000). La mayoría de los estudios incluyen el uso de invertebrados marinos, especialmente moluscos, como organismos bioindicadores en programas de monitoreo ambiental en diversos ecosistemas. La escogencia de estos organismos como bioindicadores se hace con base en su amplia distribución geográfica, su disponibilidad en el campo y su facilidad para el desarrollo en bioensayos. Por otro lado, el uso de los peces en estos estudios resalta el papel importante de estas especies debido a su posición clave en la cadena trófica además de su alto valor comercial. Es por esto que la protección de las poblaciones de peces de los efectos adversos de la contaminación no sólo tiene objetivos en la ecología de la conservación, sino también por su gran valor económico, alimenticio y su significado en el ámbito de la salud pública.

Tabla 11.2 Recopilación de estudios de aplicación de la histopatología como biomarcador en la evaluación de impacto ambiental

Cambios histopatológicos Utilizados como biomarcadores de contaminación ambiental		Tejido /especie	Referencia
Túbulos digestivos necróticos. Infiltración de linfocitos en tejido conectivo		Glándulas digestivas, Branquias, Tejido conectivo/ <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Lowe y Moore, 1978
Dilatación tubular o atrofia, agregados de macrófagos, necrosis tubular. Necrosis del ovario. Presencia de glicógeno, dilatación tubular o atrofia.		Glándulas digestivas, Gónadas/ <i>Macoma balthica</i>	Kok-Leng et al., 2003
Hiperplasia de células mucosas en el epitelio interlamelar		Branquias. Epitelio interlamelar <i>Oncorhynchus mykiss</i> , <i>Salmo gairdneri</i> , <i>Rita rita</i>	Sánchez et al., 1997; Sánchez et al., 1998; Speare y Ferguson, 1989; Ferguson et al., 1992
Necrosis tubular, agregados de macrófagos. Necrosis de células germinales, daño en membranas lisosomales, inflamación en gónadas.		Glándulas digestivas. Branquias, Manto, Gónadas/ <i>Macoma nasuta</i>	Werner et al., 2004
Acumulación de lípidos en hígado, presencia de parásitos en hígado asociados a niveles de contaminación, focos necróticos, agregados de macrófagos, inflamación.		Hígado, Riñón/ <i>Fundulus heteroclitus</i>	Schmalz et al., 2002
Dstrucción de microvellosidades, citoplasma condensado. Número de estructuras semejantes a mielina, arreglos paralelos de cisternas de retículo endoplásmico (R-E). Formación de espirales de R-E, formación de redes de cromatina, número de gránulos tipo B, números de gotas de lípidos, precipitaciones electrodensas.		Hepatopancreas (células B, células S)/ <i>Porcellio scaber</i>	Kohler et al., 1996
Vacuolación del citoplasma, condensación, hinchamiento, alteraciones mitocondriales, distancia de células epiteliales de las membranas basales, espacio extracelular dilatado, infiltración de hemocitos.		Branquias, Palpos, intestino. / <i>Mytilus galloprovincialis</i>	Domoultidou y Dimitriadis, 2004
Alteraciones en hepatocitos, Alteraciones en organelas celulares: lisosomas, R-E, mitocondrias, núcleo y nucleólos.		Hígado / <i>Brachidano rerio</i>	Paris-Palacios et al., 2000

Sigue>>

Tabla 11.2 (Cont.)

Cambios histopatológicos Utilizados como biomarcadores de contaminación ambiental	Tejido /especie	Referencia
Índices hematológicos, volumen corpuscular promedio, hemoglobina corpuscular promedio, elongación y redondez de eritrocitos	Células sanguíneas / <i>Hoplias malabaricus</i>	Oliveira Ribeiro et al., 2006
Centros melano macrófagos (CMM), Focos de alteraciones celulares, adenoma hepatocelular carcinoma hepatocelular	Hígado, eritrocitos/ <i>Limanda limanda</i>	Lyons et al., 2006
Desarreglo celular, desarreglo de ducto biliar, necrosis, desorden en organización de RE, pérdida de forma nuclear, autofagia de mitocondrias, pycnosis, incrementada actividad fagocítica, número incrementado de neutrofilos.	Hígado, riñón / <i>Hoplias malabaricus</i>	Rabbito et al., 2005
Presencia de parásitos en hígado y bazo, inflamación, deficiencia de glicógeno, agregado de macrófagos, cambio graso difuso en hígado, Fusión lamelar secundaria e hiperplasia en células epiteliales de las branquias.	Branquias, hígado, bazo / <i>Micropterus salmoides</i>	Teh et al., 1997
Fusión lamelar. Edema de espacios subepiteliales. Hiperplasia epitelial	Branquias y Riñón/ <i>Cyprinus carpio L</i>	Poleksic y Karan, 1999
Aneurisma lamelar, telangectasia, hinchamiento y degeneración mitocondrial, inclusiones lipídicas nucleares, cuerpos meloides, dilatación y vesiculación de sisternas del retículo, Vacuolación citoplasmática, hinchazón nuclear.	Branquias, riñón, intestino, bazo, hígado/ <i>Dicentrarchus labrax</i>	Bernet y col., 1999 Giari et al., 2007
Necrosis focal en ovario, inflamación crónica y necrosis en testículo, hinchazón de células mucosas, edema en riñón.	Ovario, testículo, riñón, branquia/ <i>Potamocorbula amurensis</i>	Clark et al., 2000
Hiperplasia, fusión de lamelas secundarias	Branquia./ <i>Carassius auratus</i>	Muhvich et al., 1995
Número de granulocitos incrementado. Incremento de vacuolación, cambios en tejido conectivo, adelgazamiento de epitelio del ducto.	Hemolinfa, glándulas digestivas, gónadas, branquias, riñón./ <i>Mytilus edulis</i>	Wedderburn et al., 2000

Sigue>>

Tabla 11.2 (Cont.)

Cambios histopatológicos Utilizados como biomarcadores de contaminación ambiental	Tejido /especie	Referencia
Cambios anatómicos y ultraestructurales, apariencia lobulada del núcleo, cambios en la matriz celular, aparición de células granulares grandes con núcleos hiperromáticos, estructura de Golgi atípica. Deterioro de RER. Mitocondrias atípicas, aumento del tamaño del núcleo, incremento de actividad mitótica, incremento de actividad pinocítica, presencia de células con atipias propias de malignidad.	Branquia/ <i>Macoma balthica</i>	Smolarz et al., 2006
CMM, inclusiones fibrilares hepáticas, Vacuolación hidropica, inclusiones fibrilares, polimorfismo celular y nuclear, adenoma hepatocelular, colangioma, hemangioma, neoplasias malignas.	Hígado, riñón, branquia, gónada / <i>Platichthys flesus</i> , <i>Pomatoschistus minutus</i> , <i>Zoarces viviparus</i>	Stentford et al., 2003
Exfoliación de epidermis, hiperplasia de epitelio branquial, destrucción glomerular, dilatación de capilares, depósitos de gránulos de hemosiderina, agregado de macrófagos pigmentados, disminución en la densidad de parénquima, hepatocitos aislados necrosis, pycnosis.	Branquia, riñón, hígado bazo, piel. / <i>Anguilla anguilla</i>	Pacheco y Santos, 2002
Atrofia de túbulos digestivos, diapédesis de células pardas, epitelio comprimido de células basofílas	Estomago, glándulas digestivas/ <i>Mytilus edulis</i>	Zorita et al., 2006
Incrementada Vacuolación en hepatocitos, alteraciones ultraestructurales observadas en microvellosidades, hiperplasia y fusión lamelar de lamelas secundarias.	Hígado, branquia / <i>Solea senegalensis</i>	Arellano et al., 1999
Descamación y necrosis, aneurismas lamelares, degeneración en epitelios de túbulos renales, núcleos picnóticos en tejidos hematóyéticos, dilatación de capilares glomerulares, degeneración de glomérulos, vacuolas intracitoplasmáticas en células epiteliales de túbulos, hipertrofia de células y estrechamiento de lumen tubular.	Riñón , branquia/ <i>Cyprinus carpio</i>	Cengiz, 2006

Sigue>>

Tabla 11.2 (Cont.)

Cambios histopatológicos		Tejido /especie	Referencia
Utilizados como biomarcadores de contaminación ambiental			
Hipertrofia e hiperplasia de epitelio branquial, fusión y desorganización lamelar, dilatación del canal marginal, ruptura de epitelio lamelar y de células pilares.		Branquias, hígado / <i>Prochilodus lineatus</i>	Simonato et al., 2008 Van Dyk et al., 2007
Vacuolación citoplásmica y nuclear, atrofia celular, gránulos eosinófilos en citoplasma, degeneración nuclear, núcleos picnoticos.			
Cambios ultraestructurales en forma de dilataciones en los espacios intercelulares y rompimiento de células, alteraciones en células absortivas, hipertrofia celular, mitocondrias hinchadas.		Branquias/ <i>Ostrea edulis</i> .	Bigas et al., 2001
Profusión y dilatación de vasos sanguíneos, presencia de CMM, pleomorfismo nuclear, lesiones granulomatosas. Aneurisma lamelar, hipertrofia de epitelio escamoso, fusión lamelar , hipertrofia de células de cloro, hiperplasia epitelial		Hígado, branquias/ <i>Solea senegalensi</i>	Costa et al., 2009
Incremento en producción de moco en región interlamelar aneurismas, fusión lamelar, desprendimiento del epitelio lamelar		Branquia	Biagini et al., 2009
Vacuolación lipídica, necrosis, degeneración parenquimatosa de hepatocitos, infiltración de células mononucleares, aumento de CMM, granulomas , necrosis de coagulación, gliosis, degeneración neuronal e infiltración de células granulares eosinofílicas.		Hígado, estomago, intestino, riñón, piel Branquias./ <i>Piaractus brachypomu</i>	Rondón-Barragán et al., 2007
Alteraciones en los pliegues de las células epiteliales, hipertrofia de células planas degeneración de células pilar		Branquia/ <i>Thalassoma pavo</i>	Brunelli et al., En prensa
Hiperplasia e hipertrofia de epitelio lamelar fusión lamelar, edema. Necrosis de hepatocitos y Vacuolación.		Branquia, hígado / <i>Oreochromis niloticus</i>	Cáceres y Tello, 2009

REFERENCIAS

- Amado Filho G.M, Andradeb, L. R., Farina M. O. (2002). Hg localisation in *Tillandsia usneoides* L. (Bromeliaceae), an atmospheric biomonitor. *Malmcita Atmospheric Environment* 36:881-887.
- Amaral, A. F., Alvarado, N., Marigómez, I., Cuncha, R., Hylland, K., Soto, M. (2002). Autometallography and metallothionein immunohistochemistry in hepatocytes of turbot (*Scophthalmus maximus* L.) after exposure to cadmium and depuration treatment. *Biomarkers*. 7, 491-500.
- Amelinckx, S. D. van Dyck, J. van Landuyt, G. van Tendeloo (1997). *Electron Microscopy Principles and Fundamentals* Published by VCH Verlagsgesellschaft MBH, Weinheim. Federal Republic of Germany.
- Arellano, J. M., Storch V. & Sarasquete, C. (1999). Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the senegales Sole, *Solea senegalensis* *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 44:62-72.
- Bayne, B. L. (1989). Measuring the biological effects of pollution: the mussel watch approach. *Water Science and Technology* 21:1089-1100.
- Bernard, A., Lauwerys, R. (1986). Present status and trends in biological monitoring of exposure to industrial chemicals. *J Occup Med*. 28:559.
- Bernet, D., Schmidt, H., Meier, W., Burkhardt-Holm, P., Wahli, T. (1999). Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. *J. Fish Dis*. 22:25-34.
- Biagini, F. R., de Oliveira, J. D., Fontanetti, C. S. (2009). The use of histological, histochemical and ultramorphological techniques to detect gill alterations in *Oreochromis niloticus* reared in treated polluted waters. *Micron*. 40:839-844.
- Bigas M., Dufort M., Poquet M. (2001). Cytological effects of experimental exposure to Hg on the gill epithelium of the European flat oyster *Ostrea edulis*: Ultrastructural and quantitative changes related to bioaccumulation. *Tissue & Cell* 33.2.178-188.
- Brunelli, E., Mauceri, A., Maisano, M., Bernab, I., Giannetto, A., De Domenico, E., Corapi, B., Tripepi, S., Salvator, F. (2009). Ultrastructural and immunohistochemical investigation on the gills of the teleost, *Thalassoma pavo* L., exposed to cadmium. *Acta histochemica* (En prensa).
- Cáceres P., R. y Tello A. C. (2009). Uso de biomarcadores genotóxicos e histopatológicos para evaluar el efecto de los metales pesados en la tilapia (*Oreochromis niloticus*) presente en la Laguna de Sonso (Valle del Cauca). Trabajo de grado. Programa de Biología, Universidad del Cauca.
- Cajaraville, M. P., Bebianno, M. J., Blasco, J., Porte, C., Sarasquete, C., Viarengo, A. (2000). The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. *Sci. Tot. Environ*. 247, 201-212.
- Cengiz, E. I. (2006). Gill and kidney histopathology in the freshwater fish *Cyprin-*

- us carpio* after acute exposure to deltamethrin. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 22, 200-204.
- Cheng, T.C. (1988). In vivo effects of heavy metals on cellular defense mechanisms of *Crassostrea gigas*: phagocytic and endocytic indices. *J. Invert. Pathol.* 51, 215-220.
- Clarck, S. L., The, S. J., Hinton, D. E. (2000). Tissue and cellular alterations in Asia clam (*Potamocorbula amurensis*) From San Francisco Bay: toxicological indicators of exposure and effect? *Marine Environ. Res* 50, 301-305.
- Costa, P., M., Diniz M. S., Caeiro S., Lobo J., Martins, M., Ferreira, A. M., Caetano, M., Vale C., Del Valls, Á., Costa M. H. (2009). Histological biomarkers in liver and gills of juvenile *Solea senegalensis* exposed to contaminated estuarine sediments: A weighted indices approach. *Aquatic Toxicology* 92:202-212.
- Cunha E. M., Oliveira, M. J. R., Ferreira, P. G., Águas P. (2004). Mercury intake by inflammatory phagocytes: *in vivo* cytology of mouse macrophages and neutrophils by X-ray elemental microanalysis coupled with scanning electron microscopy *Human & Experimental Toxicology* 23:477-453.
- Da Ros, L., Nasci, C., Marigómez, I., Soto, M. (2000). Biomarkers and trace metals in the digestive gland of indigenous and transplanted mussels, *Mytilus galloprovincialis*, in Venice Lagoon, Italy. *Marine Environmental Research* 50, 417-423.
- Danscher, G. & Moller-Madsen, B. (1985). Silver amplification of mercury sulfide and selenide: a histochemical method for light and electron localization of mercury in tissue. *J. Histochem. Cytochem.* 33, 219-228.
- Dashek W.,V. (2000). *Methods in Plant Electron Microscopy and Cytochemistry* Humana Press Inc. Riverview Drive, Suite 208 Totowa, New Jersey.
- Dimitriadis V. K and Papadaki M. (2004). Field application of autometallography and X-ray microanalysis using the digestive gland of the common mussel *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59:31-37.
- Domouhtsidou, G. P., Dimitriadis, V. K. (2001). Lysosomal and lipid alterations in the digestive gland of mussels, *Mytilus galloprovincialis* (L.) as biomarkers of environmental stress. *Environmental Pollution.* 115, 123-137.
- Domouhtsidou, G. P., Dimitriadis, V.K. (2004). Lysosomal, tissue and cellular alterations in the grills, palps and intestine of mussels *Mytilus galloprovincialis*, in relations to pollution. *Mar. Biol.* 145, 109-120.
- Ettxeberria, M., Cajaraville, M. P., Marigómez, I. (1995). Changes in digestive cell lysosomal structure in mussels as biomarkers of environmental stress in the urdaibai estuary (Biscay coast, Iberian Peninsula). *Marine Pollution Bulletin.* 30, 599-603.
- Ferguson, H. W., Morrison D., Ostland, V.E., Lumsden, J. and Byrne P. (1992). Responses of mucus-producing cell gill disease of Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J. Comp. Path* Vol. 106, 255-265.
- Giari, L., Manera, M., Simoni, E., Dezfuli, B. S. (2007). Cellular alterations in different organs of European sea bass *Dicentrarchus labrax* (L.) exposed to cadmium *Chemosphere* 67, 1171-1181.

- Gutiérrez J., Martín-González A., Díaz S. and Ortega R. (2003). Ciliates as a potential source of cellular and molecular biomarkers/biosensors for heavy metal pollution. *Europ. J. Protistol.* 39, 461-467.
- Köhler, H.-R., Hüttenrauch, K., Berkus, M., Gräff, S., Alberti, G. (1996). Cellular hepatopancreatic reactions in *Porcellio scaber* (Isopoda) as biomarkers for the evaluation of heavy metal toxicity in soils. *Applied Soil Ecology.* 3, 1-15.
- Kok-Leng, T., Teh, S. J., Doe K., Lee K. & Jackman P. (2003). Histopathologic and Histochemical biomarker Responses of Baltic Clam *Macoma balthica*, to Contaminated Sydney Harbour Sediment, Nova Scotia, Canada. *Environmental Health Perspectives.* 111. 3 .273-280.
- Lowe, D. M., Moore, M. N., (1978). Cytology and quantitative cytochemistry of a proliferative atypical hemocytic condition in *Mytilus edulis* (Bivalvia, mollusca). *J Nat. Cancer Inst.* 60 (No. 6), 1455-1459.
- Lowe, D. M., Soverchia, C., Moore, M. N., (1995). Lysosomal membrane responses in the blood and digestive cells of mussels experimentally exposed to fluoranthene. *Aquatic Toxicology.* 33:105-112.
- Lyons, B. P., Stentiford, G. D., Bignell J., Goodsir, F., Sivyer D. B., Devlin M., Lowe, D., Beesley, A., Pascoe, C. K., Moore M. N., Garnacho E. (2006) A biological effects monitoring survey of Cardigan Bay using flat fish histopathology, cellular biomarkers and sediment bioassays: Findings of the Prince Madog Prize 2003. *Marine Environmental Research* 62:S342-S346.
- Marigomes, I., Lekube, X., Cajaraville, M. P., Domouhtsidou, G. P., Dimitriadis, V. (2005). Comparison of cytochemical procedures to estimate lysosomal biomarkers in mussel digestive cells. *Aquatic toxicology.* 75, 86-95.
- Marigómez, I., Orbea, A., Olabarrieta, I., Etxeberría, M., Cajaraville, M. P. (1996). Structural Changes in the digestive lysosomal system of sentinel mussels as biomarkers of environmental stress in mussel - watch programmes. *Comp. Biochem. Physiol.* 113C (No. 2), 291- 297.
- Marigómez, I., Soto, M., Cajaraville, M. P., Angulo, E., Giamberini, L. (2002). Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. *Microsc. Res. Technol.* 56, 358-392.
- Marigómez, I; Soto, M; Cancio, I; Orbea, A; Garmedia, L; Cajaraville, M. P. (2006). Cell and tissue biomarkers in mussel, and histopathology in hake and anchovy from Bay of Biscay after the *Prestige* oil spill (Monitoring Campaign 2003); *Marine Pollution Bulletin* 53, 287- 304.
- Markert B. A., Breure A. M., Zechmeister H. G. (2003). Trace Metals and other Contaminants in the Environment 6 Bioindicators & Biomonitoring Principles, Concepts and Applications. Elsevier.
- Moore, M. N. (1980). Cytochemical determination of cellular responses to environmental stressors in marine organisms. *Rapp-v Reun Cons Int. Explor Mer.* 179:7-15.
- Moore, M. N. (1993). Biomarkers of contaminant exposure and effect: away forward in marine environmental toxicology. *Science of the Total Environmental.* (Supplement). 16, 1335-1343.

- Muhvich, A. G., Jones, R.T., Kane A., Anderson, R., Reimscheussel, R. (1995). Effects of chronic copper exposure on the macrophage chemiluminescent response and gill histology in goldfish (*Carassius auratus* L.) *Fish & Shellfish Immunology* 5, 251-264.
- Muñoz, N. C. y Niño, E. P. (2009). Correlación de mamoglobina con otros biomarcadores de cáncer de seno en una población colombiana. Trabajo de grado especialista en epidemiología. Universidad del Rosario - Universidad CES, Facultad de Medicina y Epidemiología.
- Nicholson, S., Lamb, P. K. S. (2005). Pollution monitoring in Southeast Asia using biomarkers in the mytilid mussel *Perna viridis* (Mytilidae: Bivalvia). *Environment International*. 31, 121-132.
- Nicholson, S. (2003). Lysosomal membrane stability, Phagocytosis and tolerance to emersion in mussel *Perna viridis* (Bivalvia: Mytilidae) following exposure to acute, sublethal, copper. *Chemosphere*. 52, 1147-1115.
- NRC: Committee on Biological Markers of the National Research Council (1987). Biological markers in environmental health research. *Environ. Health Perspect.* 74, 3-9.
- Oliveira Rivero, C. A., Filipak Neto F., Mela M., Silva P. H., Randi M. A. F., Rabitto I. S., Alves Costa J. R. M. and Pelletier E. (2006). Hematological findings in neotropical fish *Hoplias malabaricus* exposed to subchronic and dietary doses of methylmercury, inorganic lead and tributyltin chloride. *Environmental Research* 101:74-80.
- Pacheco, M., Santos, M. A. (2002). Biotransformation, genotoxic, and histopathological effects of environmental contaminants in European eel (*Anguilla anguilla* L.) *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53, 331-347.
- Paris-Palacios, S., Biagianti-Risbourg, S., Vernet, G. (2000). Biochemical and (ultra) structural hepatic perturbations of *Brachidano rerio* (Teleostei, Ciprinidae) exposed to two concentrations of copper sulfate. *Aquatic Toxicology* 50:109-124.
- Pigino, G., Migliorini, M., Paccagnini, E., Bernini, F. (2006). Localisation of heavy Metals in the midgut epithelial cells of *Xenillus tegeocranus* (Acari: Oribatida) *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 64:257-263.
- Pipe, R. K., Coles, J. A. (1995). Environmental contaminants influencing immune function in marine bivalve molluscs. *Fish. Shellfish. Immun.* 5, 581-595.
- Poleksich, V., Karan, V. (1999). Effects of Trifluralin on Carp: Biochemical and Histological Evaluation *Ecotoxicology and Environmental Safety* 43, 213- 221.
- Porte, C., Sole, M., Borghi, V., Martínez, M., Chamorro, J., Torreblanca, A., Ortiz, M., Orbea, A., Soto, M., Cajaraville, M. P. (2001). Chemical, Biochemical and cellular responses in the digestive gland of the mussel *Mytilus galloprovincialis* from the Spanish Mediterranean coast. *Biomarkers*. 6 (No. 5), 335-350.
- Rabitto, I. S., Alves Costa J. R. M. Silva de Assis, H. C., Pelletier, E., Akaishi, F. M., Anjos, A., Randi, M. A. F and Oliveira Ribeiro, C. A. (2005). Effects of dietary Pb(II) and tributyltin on neotropical fish, *Hoplias malabaricus*: histopathological and biochemical findings *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60:147-156.

- Regoli, F. & Principatocitas, G. (1995). Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis*, exposed to metals under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers. *Aquatic Toxicology* 31:143-164.
- Rondón-Barragán I. S., Ramírez-Duarte W. F., Eslava-Mocha, P. R. (2007). Evaluación de los efectos tóxicos y concentración letal 50 del surfactante Cosmoflux® 411F sobre juveniles de cachama blanca (*Piaractus brachyomus*). *Rev Col Cienc Pec*; 20:431-446.
- Sánchez, J. G., Speare, D. J. and Johnson, G. J. (1997). Morphometric and histochemical assessment of branchial tissue response of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) associated with chloramine-T treatment. *Journal of Fish Diseases*, 20, 375-381.
- Sánchez, J. G., Speare, D. J., Sims D. E and Johnson G. J. (1998). Morphometric Assessment of Epidermal and Mucous-biofilm Changes Caused by Exposure of Trout to Chloramine-T or Formalin Treatment. *Journal of Comparative Pathology*. V~I. 118, 81-87.
- Schmalz, W. F, Jr., Hernandez, A. D., Weis, P. (2002). Hepatic histopathology in two populations of the mimmichog, *Fundulus heteroclitus*. *Marine Environmental Research*. 54, 539-542.
- Simonato, J. D., Guedes, C. L. B. Martinez, C. B. R. (2008). Biochemical, Physiological changes in the neotropical fish *Prochilodus lineatus* exposed to diesel oil. *Ecotoxicology Environmental safety*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69:112-120.
- Sminia, T. (1980). Phagocytic cells in molluscs. In: Solomon, J. B. (Ed.), *Aspects of Developmental and Comparative Immunology*. Pergamon, London, pp. 125-132.
- Smolarz, K., Renault, T., Wolowicz, M. (2006). Ultrastructural study of neoplastic cells in *Macoma balthica* (Bivalvia) from the Gulf of Gdansk (Poland). *Journal of Invertebrate Pathology*. 92, 74-84.
- Soto, M., Marigómez, I. (1997a). BSD extent, an index for metal pollution screening based on the metal content within digestive cell lysosomes of mussels as determined by autometallography. *Ecotox Envir Safety* 37:141-151.
- Soto, M., Marigómez, I. (1997b). Metal bioavailability assessment in “musselwatch” programmes by automated image analysis of BSD in digestive cell lysosomes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 156, 141-150.
- Soto, M., Quincoces, I., Marigómez, I. (1998). Autometallographical procedure for the localization of metal traces in molluscan tissues by light microscopy. *J. Histotechnol.* 21, 123-127.
- Soto, M., Zaldívar, B., Cancio, I., Taylor, M. G., Turner, M., Morgan, A. J., Marigómez (2002). Subcellular distribution of cadmium and its cellular ligands in mussel digestive gland cells as revealed by combined autometallography and X-ray microprobe analysis. *Histochem. J.* 34, 273-280.

- Speare D. J. y Ferguson H. W. (1989). Fixation artifacts in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) gills: a morphometric evaluation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 780-785.
- Stentiford, G. D., Longshaw, M., Lyons B. P., Jones G., Green M., Feist, S. W. (2003). Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. *Marine Environmental Research* 55, 137-159.
- Teh, S., Adams, S. M., Hinton, D. E. (1997). Histopathologic biomarkers in feral freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress. *Aquatic Toxicology* 37:51-70.
- Torres-Rodriguez, G. A., Gonzales-Mancera, G., Castrillón, M., González. S. (2009) Caracterización histológica y ultraestructural de los centros melanomacrófagos en hígado de *Rana catesbeiana*. En: Memorias 10th Inter-American Congress of Electron Microscopy 2009. CIASEM 2009. 1st Congress of the Argentine Society of Microscopy. SAMIC 2009. www.ciasem2009.com.ar
- Van der Oost, R., Beyer J., Vermeulen N. P. E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13:57-149.
- Van Dyk, J. C., Pieterse, G. M., van Vuren, J. H. J. (2007). Histological changes in the liver of *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae) after exposure to cadmium and zinc *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66:432-440.
- Verján, N., Iregui, C. A., Rey, A. L., Donado, P. (2001). Sistematización y caracterización de las lesiones branquiales de la cachama blanca (*Piaractus brachipomus*) de cultivo clínicamente sana: algunas interacciones hospedador-patógeno-ambiente. *Revista Aquatic*, No. 15.
- Vesk, P. A. & Byrne M. (1999). Metal levels in tissue granules of the freshwater bivalve.
- Viarengo A., Lowe D., Bolognesi C., Fabbri E., Koehler A. (2007). The use of Biomarkers in biomonitoring: A2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome I sentinel organisms *Comparative Biochemistry and physiology*, Part C. 146:281-300.
- Wedderburn, J., McFadzen, I., Sanger, R. C., Beesley, A., Heath, A., Hornsby, M., Lowe, D. (2000). The field application of cellular and physiological biomarkers, in mussel *Mytilus edulis*, in conjunction with early life stage bioassay and adult histopathology. *Marine Pollution Bulletin*. 40 (No. 3), 257-267.
- Werner, I., The, S. J., Datta, S., Lu, X., Young, T. M. (2004). Biomarker responses in *Macoma nasuta* (Bivalvia) exposed to sediments from northern San Francisco Bay *Marine environmental Research*. 58, 299-304.
- WHO International Programme on Chemical Safety (IPCS). (1993). Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. *Environmental Health Criteria* 155, World Health Organization, Geneva.
- Zorita, I., Ortiz-Zarragoitia, M., Soto, M., Cajaraville, M. P. (2006). Biomarkers in mussels from a copper site gradient (Visnes, Norway): An integrated biochemical, histochemical and histological study. *Aquatic Toxicology* 78S. 109-111.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

**LOS ISÓTOPOS ESTABLES PARA EL ESTUDIO
DE LA TRANSFERENCIA DE METALES EN CADENAS
TRÓFICAS DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS**

*Francisco J. Álvarez V.**
*Jaime Ricardo Cantera Kintz***

Uno de los pocos métodos que sirve para discernir el origen de la materia que constituye un organismo, es el análisis de isótopos estables
(B.R. FORSBERG)

INTRODUCCIÓN

Para entender cómo fluyen los contaminantes a través de un ecosistema, y poder modelar su bioacumulación y/o su biomagnificación, si la hay, al pasar de un productor a su consumidor, o de este a su especie predatora, es clave como primera medida conocer los vínculos tróficos que se presentan entre las diferentes especies de esa comunidad en particular. La determinación de la estructura trófica real en un ecosistema, es el primer paso para el correcto entendimiento de la circulación de la energía en él, y para la comprensión de las rutas que toman los contaminantes durante su permanencia en el ecosistema (Bearhop et al., 2000; Hobson et al., 2002; Lau et al., 2009).

* Ingeniero Químico, Estudiante de Doctorado en Biología, Universidad del Valle. franciscoj.alvarezv.@gmail.com

** PhD. Depto. de Biología, Universidad del Valle. jaime.cantera@correounivalle.edu.co

El estudio de la transferencia trófica está limitado por la dificultad de discriminar adecuadamente la red trófica, y ubicar correctamente la posición trófica de los organismos. Este se ha basado principalmente en análisis de contenidos estomacales, de copros, y de material regurgitado, limitándose además a resultados dependientes de cortas escalas espaciales y temporales (Hobson & Welch, 1992; Román-Reyes, 2003; Bearhop et al., 2004).

Desde finales de los noventa, tanto en los sistemas marinos como en los lóticos, se han rastreado las fuentes de energía hasta los productores primarios y se han determinado los niveles tróficos relativos usando mediciones de las composiciones isotópicas naturales para el carbono y para el nitrógeno (Fry, 1991; Forsberg et al., 1993; Michener & Lajtha, 2007). Las proporciones isotópicas del carbono ($^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$; $\delta^{13}\text{C}$) y del nitrógeno ($^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$; $\delta^{15}\text{N}$) son herramientas poderosas que proporcionan importantes luces en las evaluaciones de los flujos de energía, y de las estructuras de las redes tróficas en las comunidades ecológicas (Peterson & Fry, 1987; Atwell et al., 1998; Bearhop et al., 2000; Newsome et al., 2007). Así que para definir claramente la estructura de la red trófica presente en la Laguna de Sonso, con miras a la construcción de un modelo para la transferencia de metales pesados desde el agua hasta el consumidor tope, es necesario efectuar un análisis de isótopos estables sobre los principales grupos biológicos del ecosistema lagunar.

Actualmente la Universidad del Valle desarrolla un estudio de isótopos estables sobre especies focales de diferente nivel trófico, el buchón de agua (*Eichhornia crassipes*), el corroncho (*Pterygoplichthys undecimalis*), la tilapia (*Tilapia nilotica*), y la rana toro (*Lithobates catesbeianus*). Este estudio tiene como uno de sus objetivos definir su nicho isotópico y la posición de estas especies en la red trófica de la Laguna de Sonso. Las especies elegidas son especies ecológicamente importantes (CVC-Asoyotoco, 2007). Además la tilapia y el corroncho son base de la dieta de las poblaciones locales asentadas en las riberas de la laguna, y son comercializados hacia Bogotá y Cali principalmente. Otro de los objetivos del estudio es buscar correlaciones entre la estructura trófica y los contenidos de los metales pesados: cromo, mercurio y plomo, en las especies mencionadas, lo cual permitirá evaluar potenciales riesgos en la población humana que actúa como predador tope de dicho ecosistema.

CONCEPTOS GENERALES SOBRE ISÓTOPOS ESTABLES

¿Qué son los isótopos estables?

Los isótopos son átomos de un mismo elemento, con diferente número de neutrones en el núcleo. Se conocen desde 1912 gracias a los trabajos de Sir J. J. Thomson con los rayos catódicos. La identidad química de un elemento está dada por la cantidad de protones en el núcleo, cantidad conocida

como número atómico. Dos átomos con el mismo número atómico, es decir, del mismo elemento, pueden tener diferente cantidad de neutrones, confiriéndoles diferente masa atómica. Para el hidrógeno, por ejemplo, cuyo número atómico es uno (1), se tiene que puede tener cero, uno, o dos neutrones en su núcleo, presentando así tres isótopos, llamados Protio, Deuterio y Tritio, respectivamente, como se aprecia en la Figura 12.1. El hidrógeno en La Tierra, presenta una composición aproximadamente constante de los dos primeros isótopos.

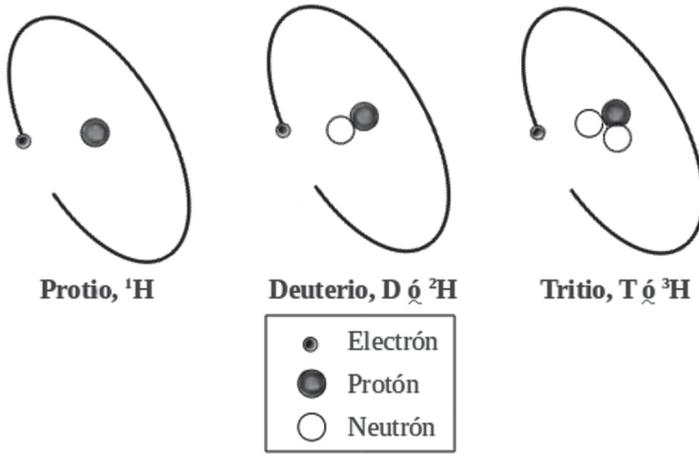


Figura 12.1 Los tres isótopos del hidrógeno (Redondo O., 2006)

Cuando estos átomos son energéticamente estables en las condiciones ambientales, es decir que no presentan decaimiento radiactivo, se denominan isótopos estables. El Tritio no es estable en condiciones ambientales, por lo que el hidrógeno tiene apenas dos isótopos estables, el Protio y el Deuterio. De los 118 elementos químicos conocidos, 21 tienen un sólo isótopo. En los 97 elementos restantes, hay 2.817 isótopos radiactivos y 283 isótopos estables (Fry, 2006).

Los elementos químicos de los que están hechos todos y cada uno de los organismos que conforman los ecosistemas: el carbono (C), el nitrógeno (N), el azufre (S), el hidrógeno (H), y el oxígeno (O), tienen todos más de un isótopo estable. Su composición natural, es decir, el porcentaje de cada uno de los isótopos estables que conforman a ese elemento en la naturaleza, se puede medir hoy con precisión utilizando un espectrómetro de masas. La forma de cuantificar las proporciones isotópicas se tratará brevemente en la p. 276.

Trabajando con isótopos estables

Los isótopos estables significativamente abundantes del carbono tienen masa atómica 12 y 13, y se nombran como ${}^{12}\text{C}$ y ${}^{13}\text{C}$. Para el nitrógeno tene-

mos ^{14}N y ^{15}N . Las variaciones isotópicas naturales tienen magnitudes muy pequeñas, de orden menos seis (-6). En estudios ecológicos y geológicos las composiciones isotópicas se expresan en términos de la cantidad delta, δ . Los $\delta^{13}\text{C}$ son la diferencia relativa (en partes por mil, ‰), entre la razón de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la muestra y del estándar; igualmente $\delta^{15}\text{N}$, es la diferencia relativa (en partes por mil, ‰), entre la razón $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ de la muestra y del estándar (Park & Epstein, 1961; Rau et al., 1990; Dawson & Siegwolf, 2007):

$$\delta = \left[\frac{(R_{mue} - R_{est})}{R_{est}} \right] \cdot 1000$$

Donde $R_{mue} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ para la muestra, en el caso del carbono, o $R_{mue} = ^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ en el caso del nitrógeno; R_{est} es la proporción para el estándar correspondiente.

Para el carbono, la proporción estándar fue definida por H. Craig en 1957, como la de un fósil marino del Cretácico, *Belemnitella americana*, encontrado en la formación PeeDee en Carolina del Sur, en general referido como PDB. Para el nitrógeno se definió el estándar como la proporción isotópica que tiene el nitrógeno en el aire atmosférico. Los valores aparecen en la Tabla 12.1. El caso del azufre es especial, pues su primer estándar, Triolita, un meteorito caído en el Cañón del Diablo (VCDT), se agotó. La Unión Internacional de Química Pura y Aplicada - IUPAC, adoptó desde 1995 como estándar un sulfuro de plata, el IAEA-S-1, con un $\delta^{34}\text{S}_{\text{VCDT}} = -0,3\text{‰}$ (Aelion et al., 2010).

Tabla 12.1 Valores estándar para la composición isotópica
(Fry, 2006; Aelion et al., 2010)

	Razón P/L	Valor P/L	P [%]	L [%]	δ [‰]
PDB	$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	0,011237	1,1056	98,8944	0,0
	$^{17}\text{O}/^{16}\text{O}$	0,0003859	0,0385	99,7553	0,0
	$^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$	0,0020672	0,2062	99,7553	0,0
Aire	$^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	0,0036765	0,3663	99,6337	0,0
IAEA-S-1	$^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$	0,0449865			-0,3

P denota el isótopo pesado, y L denota al ligero.

Nótese que los valores δ representan la cantidad relativa del isótopo pesado respecto al ligero que hay en la muestra, comparada con la del estándar. Así que un incremento en δ indica un aumento del isótopo pesado con la recíproca disminución del liviano (Peterson & Fry, 1987). Además, valores positivos de δ denotan que la proporción del isótopo pesado en la muestra es mayor que en el estándar, y por el contrario, un valor negativo de δ indica que la proporción del isótopo pesado en la muestra es menor que en el estándar.

LOS ISÓTOPOS ESTABLES EN LA ECOLOGÍA

La abundancia media global de los diferentes isótopos estables, permanece constante en la escala temporal geológica. La Tierra entera está construida con base en “polvo de estrellas” —parafraseando al famoso astrónomo Carl Sagan—, y la carga isotópica con que se formó esta parte del Sistema Solar es básicamente la misma que hay hoy en día, ver la Tabla 12.2 (Aelion et al., 2010). Sin embargo, en escalas temporales y espaciales más pequeñas, es posible detectar pequeños cambios en la composición isotópica. El desarrollo de las técnicas para el análisis de isótopos estables ha permitido develar procesos complejos en gran cantidad de ecosistemas, y en diferentes escalas: desde detalles como los cambios metabólicos en una hoja, pasando por las relaciones productor-consumidor, y consumidor-consumidor, hasta la discriminación del flujo neto de carbono en todo el ecosistema (Dawson & Siegwolf, 2007).

Tabla 12.2 Abundancia naturales de los isótopos de interés ecológico
(Aelion et al., 2010)

Elemento	Abundancia porcentual			
Hidrógeno	¹ H: 99,9885	² H: 0,00115		
Carbono	¹² C: 98,93	¹³ C: 1,07		
Nitrógeno	¹⁴ N: 99,636	¹⁵ N: 0,364		
Oxígeno	¹⁶ O: 99,757	¹⁷ O: 0,038	¹⁸ O: 0,205	
Azufre	³² S: 94,99	³³ S: 0,75	³⁴ S: 4,25	³⁶ S: 0,01

Las proporciones isotópicas naturales, cambian ligeramente de un lugar a otro, debido principalmente a dos causas: los procesos sufridos por los elementos en los ciclos biogeoquímicos, principalmente en el manto terrestre, y los procesos fisiológicos en que participan, como la fotosíntesis y la respiración. Es preciso conocer las causas y los efectos de estos pequeños cambios para hacer interpretaciones correctas de sus valores.

Ciclos biogeoquímicos

La composición isotópica de un elemento cambia de manera predecible con los ciclos biogeoquímicos que el elemento experimenta en la biósfera (Peterson & Fry, 1987). Para los ciclos biogeoquímicos conocidos, ahora interesa conocer el valor de la composición isotópica en los principales reservorios, como se muestra en la Tabla 12.3, pues son el punto de partida para interpretar los resultados de los análisis de isótopos estables para un ecosistema particular, Figura 12.2 (Fry, 2006).

Tabla 12.3. Valores de $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ y $\delta^{34}S$ en los principales reservorios
(Adaptado de Peterson & Fry, 1987)

ELEMENTO	Continentes									
	Atmós-fera	Suelo	Agua dulce		Combus. fósiles	Material vegetal		Océanos		
			Dis.	MOP		C3	C4	Dis.	MOP	MOD
Carbono	-8	-26	-15	-35	-27	-28	-13	1	-22	-23
Nitrógeno	0	-4/14	*	*	-8/4	-8/3	0/3	1	-2/11	4/6
Azufre	2,6	-5/22	-22/20	*	-1/25	-5/22	-10/10	21	17/21	*

Dis. indica material disuelto, MOP materia orgánica particulada, y MOD materia orgánica disuelta
C3 y C4 se refiere al tipo de fotosíntesis

#1/#2 indica un rango de variación, desde #1 hasta #2

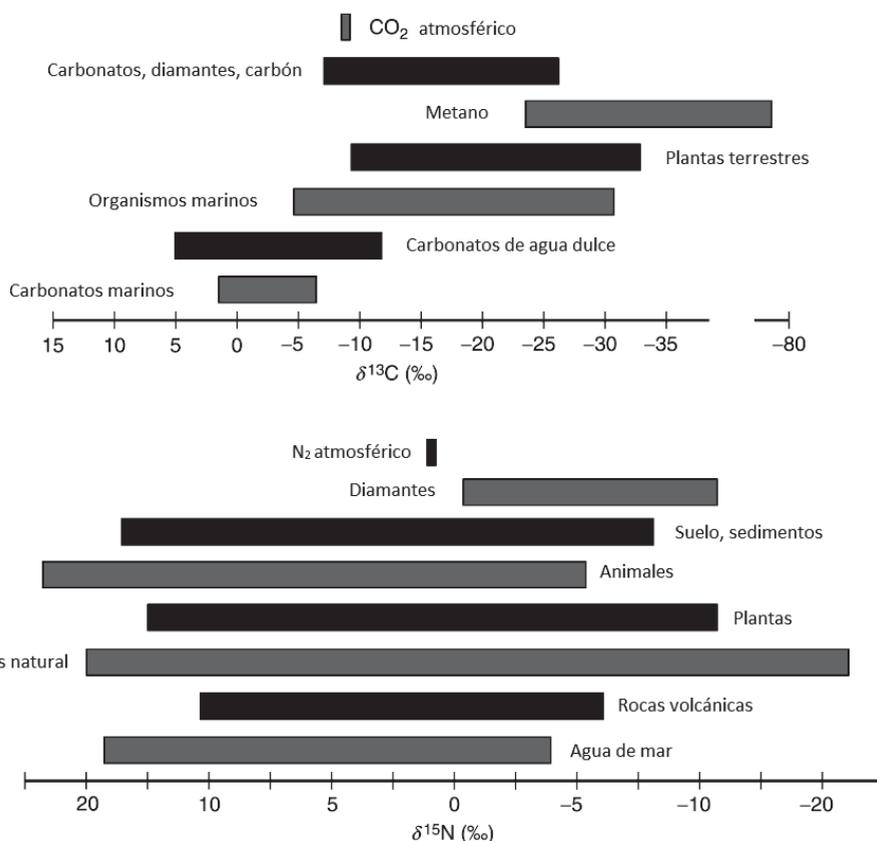


Figura 12.2 Rangos de variación observados para las proporciones isotópicas del carbono y del nitrógeno (Dawson & Siegwolf, 2007)

Fraccionamiento isotópico

Además de los cambios en la composición isotópica que ocurren con los ciclos biogeoquímicos, también hay cambios con los procesos metabólicos, debido a las ligeras diferencias en las velocidades de reacción por diferencias en las propiedades termodinámicas, que ocasionan el empobrecimiento en las fracciones pesadas o el enriquecimiento en las ligeras, entre productos y sustratos (consumidores y sus fuentes de energía), fenómeno conocido con el nombre de fraccionamiento isotópico. El fraccionamiento permite rastrear de manera efectiva el flujo de materia a través de los procesos ecosistémicos (Jardine et al., 2003).

El fraccionamiento isotópico es el responsable de la diferencia en la composición isotópica de la mayoría de los elementos que se observa entre algunos ambientes bio-geológicos. Fue observado desde 1931 por Harold Urey, cuando descubría el Deuterio, lo que le significó el Premio Nobel de Física en 1934. Ocurre como consecuencia de las leves diferencias en las propiedades fisicoquímicas que tienen las moléculas compuestas por diferentes isótopos, denominadas isotopómeros (Ver Tabla 12.4), en virtud de la pequeñísima diferencia de masa de los isótopos. Bajo el principio que moléculas más pesadas se mueven más despacio y reaccionan más lentamente (Peterson & Fray, 1987; Michener & Lajtha, 2007; Hoefs, 2009). Los isotopómeros coexisten en el entorno natural, y las pequeñas cantidades de algunos de ellos reflejan claramente lo escasos que son los isótopos que los constituyen (Ver Tabla 12.5).

Tabla 12.4 Propiedades físicas características de tres isotopómeros del agua (Hoefs, 2009)

Propiedad	H2 16O	D2 16O	H2 18O
Densidad, 20° [g/cm ³]	0,997	1,1051	1,1106
Temperatura $\rho_{\text{-max}}$ [°C]	3,98	11,24	4,30
Punto de fusión, 1 atm [°C]	0,00	3,81	0,28
Punto de ebullición, 1 atm [°C]	100,00	101,42	100,14
Presión de vapor, 100 °C [atm]	1,0	0,9495	-
Viscosidad, 20° [cps]	1,002	1,247	1,056

El Deuterio, ²H, también se representa como *D*

Básicamente, hay dos tipos de procesos donde ocurre el fraccionamiento isotópico: los de equilibrio, y los cinéticos (Fry, 2006; Michener & Lajtha, 2007; Hoefs, 2009), esta clasificación está relacionada con las propiedades termodinámicas de los isótopos, presentes tanto en los procesos de equilibrio, como en los procesos de reacción química entre diferentes compuestos (Vander Zanden & Rasmussen, 2001). El mejor ejemplo para entender el equilibrio, es el que se mantiene entre el carbono atmosférico, en forma de dióxido de carbono, CO₂, y el carbono oceánico, disuelto en el agua del mar

como bicarbonato, HCO_3^- . Durante el equilibrio químico, las cantidades totales de carbono permanecen constantes en cada fase, pero se produce migración de ^{13}C desde el aire hacia el agua, enriqueciendo al bicarbonato desde 10,8 hasta 7,4‰ en virtud del gradiente de debilidad del enlace: débil en el CO_2 y más fuerte en el HCO_3^- (Peterson & Fry, 1987). En las reacciones bioquímicas, el equilibrio es algo prácticamente ausente, aquí priman los efectos cinéticos. Los efectos cinéticos se ilustran más simplemente con en el proceso de difusión física. Las moléculas más pesadas se difunden más lentamente, o reaccionan con menor velocidad. Esto significa que los productos tendrán una proporción de isótopos pesados menor que los reactivos.

Tabla 12.5 Abundancia natural de los isotopómeros del CO_2 (Eiler, 2007)

Número másico	Isotopómero	Abundancia relativa
44	$^{12}\text{C} \ ^{16}\text{O}_2$	98,4%
45	$^{13}\text{C} \ ^{16}\text{O}_2$	1,11%
	$^{12}\text{C} \ ^{17}\text{O} \ ^{16}\text{O}$	748 ppm
46	$^{12}\text{C} \ ^{18}\text{O} \ ^{16}\text{O}$	0,40%
	$^{13}\text{C} \ ^{17}\text{O} \ ^{16}\text{O}$	8,4 ppm
	$^{12}\text{C} \ ^{17}\text{O}_2$	0,142 ppm
47	$^{13}\text{C} \ ^{18}\text{O} \ ^{16}\text{O}$	44,4 ppm
	$^{12}\text{C} \ ^{18}\text{O} \ ^{17}\text{O}$	1,50 ppm
48	$^{13}\text{C} \ ^{17}\text{O}_2$	1,60 ppb
	$^{12}\text{C} \ ^{18}\text{O}_2$	3,96 ppm
49	$^{13}\text{C} \ ^{18}\text{O} \ ^{17}\text{O}$	16,8 ppb
	$^{13}\text{C} \ ^{18}\text{O}_2$	44,5 ppb

La discriminación isotópica, Δ , representa la magnitud de la distribución entre las formas livianas y pesadas de los isótopos entre las dos sustancias, o entre las dos fases de la misma sustancia, y se calcula como:

$$\Delta_{A-B} = \delta_A - \delta_B$$

Estudios efectuados en 1974, con plantas C3, arrojaron un valor $\delta^{13}\text{C}$ de -27,8 ‰. El origen del carbón de las plantas es el CO_2 atmosférico, que para 1974 tenía un valor de -7,4 ‰. Lo que quiere decir que el proceso metabólico de respiración que ocurre en las plantas C3 produce una discriminación de -20,4 ‰ (Peterson & Fry, 1987).

También se cuantifica el fraccionamiento isotópico, α , como:

$$\alpha_{A-B} = \frac{(1000 + \delta_A)}{(1000 + \delta_B)}$$

Y, el factor de enriquecimiento ($\epsilon > 0$), o de agotamiento ($\epsilon < 0$):

$$\epsilon_{A-B} = (\alpha_{A-B} - 1) \times 1000$$

ECOLOGÍA TRÓFICA

Desde comienzos de los años noventa, se han empleado los análisis de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para dilucidar los patrones en las redes tróficas. Básicamente porque sus valores en las proteínas de los consumidores dependen de una manera predecible de los valores en las proteínas de cada una de sus presas, de la proporción relativa de cada especie presa que haya asimilado, del fraccionamiento isotópico que haya ocurrido en su metabolismo cuando convierte el tejido de su presa en su tejido, y además, del entorno donde esto ocurre (Bearhop et al., 2004). Se observa un enriquecimiento por paso para el $\delta^{15}\text{N}$, entre 2,5 y 5‰, para el $\delta^{13}\text{C}$ es apenas del orden de 1‰ (Peterson & Fry, 1987; Cabana & Rasmussen, 1994, 1996). También se pueden presentar variaciones espaciales en la base de la cadena trófica, para los “deltas” de los dos elementos, y esto marca diferencias isotópicas entre las dos redes. Estas diferencias espaciales pueden ser de gran escala, como la que se presenta entre las redes tróficas marinas y las terrestres, o de pequeña escala, en el interior mismo de un ecosistema. Las diferencias espaciales en $\delta^{13}\text{C}$ permiten distinguir las fuentes de la materia orgánica para cada “rama” de la red trófica (Forsberg et al., 1993; Peterson, 1999).

Una de las principales causas de fraccionamiento isotópico para el carbono está en las diferentes rutas fotosintéticas entre las plantas C3, C4 y CAM (Park & Epstein, 1961; Michener & Lajtha, 2007). De esta forma, los procesos biológicos básicos asociados con la productividad primaria, están imprimiendo una huella en la materia orgánica sintetizada, que puede ser rastreada a lo largo de la red trófica por donde esa materia fluye (Peterson, 1999). Para el nitrógeno el fraccionamiento ocurre en mayor grado en los procesos fisiológicos de excreción, que favorecen la expulsión del ^{14}N , acumulando en el organismo el ^{15}N (Peterson, 1999; Michener & Lajtha, 2007). Pudiéndose determinar el nivel trófico de un organismo al evaluar el grado de enriquecimiento en ^{15}N . Los valores de las proporciones isotópicas, δ , contienen información tanto sobre la fuente del elemento, como del proceso que sobre este ha ocurrido hasta llegar al lugar donde fue tomado, característica que le confiere enorme valor ecológico.

La amplitud del nicho trófico es medida usualmente con la diversidad de dieta, y es la componente del nicho ecológico más frecuentemente estudiada. Sin embargo presenta muchos problemas prácticos cuando se va a cuantificar, tales como la dificultad para medir adecuadamente las abundancias relativas de los diferentes ítems alimenticios, principalmente por los diferentes estados de digestión que presentan, y la dificultad para cuantificar

los cambios temporales en las dietas, por el incremento en el esfuerzo de captura que esto implica, entre otras cosas (Bearhop et al., 2004).

El trabajo con isótopos estables permite efectuar mediciones robustas de la amplitud de nicho, presentando una sola escala para comparar directamente entre poblaciones, especies e individuos, y combina en un solo dato información relacionada con la riqueza y con la equitatividad de la composición de la dieta. Proporciona información sobre un amplio rango de escalas temporales de las variaciones en dieta con un sólo evento de muestreo (Bearhop et al., 2004). Para discernir las fuentes autotróficas de materia orgánica y el gremio trófico que cada una de las especies ocupa en la cadena trófica, se puede aprovechar la estabilidad que presentan las marcas isotópicas del ^{13}C , y el enriquecimiento que se presenta entre cada nivel de la cadena trófica para las marcas isotópicas del ^{15}N (Forsberg et al., 1993; Cabana & Rasmussen, 1994, 1996; Hecky & Hesslein, 1995; Vander Zanden & Rasmussen, 1999, 2001; Power et al., 2002; Thomé-Sousa et al., 2004; Benedek et al., 2007).

La ventaja con los análisis de isótopos estables es que muestran los efectos de la asimilación metabólica (Hecky & Hesslein, 1995), y no la simple ingestión como resulta de los análisis de contenidos estomacales (Bearhop et al., 2004; Lau et al., 2009). Estos métodos son complementarios, pues el análisis de contenidos estomacales tiene mejor nivel de resolución taxonómica, particularmente en redes tróficas complejas (Yoshioka et al., 1994).

Niveles tróficos

Los niveles tróficos son definidos como un grupo de organismos que adquieren la mayor parte de su energía del nivel adyacente, más cercano a la fuente abiótica de energía, conformando una cadena trófica (Lindeman, 1942; Odum, 1971; Hairston & Hairston, 1993). El uso de niveles tróficos, como subdivisiones primarias de las comunidades, condensa su enorme complejidad de interacciones en unidades que son comunes a todos los ecosistemas y permite la directa comparación de las diferentes dinámicas tróficas de los diferentes ecosistemas en términos que les son comunes a todos (Hairston & Hairston, 1993). Clásicamente se tienen los niveles: productor, consumidor primario —herbívoro—, consumidor secundario, consumidor terciario para las cadenas tróficas de herbivoría; y los niveles: detritívoros, y sus predadores, para las cadenas tróficas de detritus (Odum, 1971).

Los $\delta^{13}\text{C}$ pueden ser usados para identificar las fuentes de alimento cuando ellas tienen diferente huellas isotópicas, como resultado del fraccionamiento diferenciado que ocurre durante la asimilación del alimento (France, 1995), mientras los $\delta^{15}\text{N}$ pueden ser usados para inferir la posición trófica relativa de un individuo en una red trófica (Cabana & Rasmussen, 1994; Peterson, 1999). La comparación de la información entre los niveles de contaminación y los niveles tróficos inferidos con las técnicas de isótopos

estables permite probar las hipótesis sobre las relaciones entre alimentación y contaminación para la biota acuática (Cabana & Rasmussen, 1994, 1996; Atwell et al., 1998; Bearhop et al., 2000; Croteau et al. 2005; Anderson et al., 2009).

Se puede correlacionar el nivel trófico, TL, con el $\delta^{15}\text{N}$, con expresiones como la propuesta por Hobson & Welch (1992),

$$TL = 1 + \frac{(\delta^{15}\text{N} - 5,4)}{3,8}$$

La posición trófica relativa mediante isótopos estables de nitrógeno de una especie X, se estima utilizando la ecuación propuesta por Post (2002), donde se suma a la posición trófica de la especie de referencia, la diferencia entre el $\delta^{15}\text{N}$ de la especie X y el $\delta^{15}\text{N}$ de la especie de referencia, dividido entre 3,4‰ que es el valor teórico de enriquecimiento de ^{15}N entre cada nivel trófico (Fry, 1991, 2006; Guerrero & Berlanga, 2000; Post, 2002).

Redes tróficas

El modelo de redes tróficas representa el segundo gran esquema para conceptualizar la estructura de una comunidad y la forma en que la energía circula en el ecosistema, es el esquema de nodos interconectados, o “ciclos” como proponía en 1927 Charles Elton (Hairston & Hairston, 1993). Hoy se cree que las redes tróficas describen mejor a las comunidades ecológicas, pues explican fenómenos como la omnivoría. La omnivoría es una característica importantísima de las redes tróficas, que aparece cuando un predador depreda sobre más de un nivel trófico, con fuertes consecuencias, no solamente para la biomagnificación de los contaminantes, sino también para las eficiencias energéticas y la estabilidad de la comunidad (Cabana & Rasmussen, 1994). Además, fenómenos como las interacciones no-tróficas interespecíficas, que son fundamentales en el funcionamiento y estabilidad del ecosistema, definitivamente tampoco pueden ser modelados con el esquema de niveles tróficos, y sí con el de redes tróficas (Vasas & Jordan, 2006).

Para cuantificar las relaciones tróficas en un ecosistema particular empleando la técnica de isótopos estables, es preciso inicialmente conocer el fraccionamiento trófico: los estimados de enriquecimiento o empobrecimiento en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y de $\delta^{15}\text{N}$, desde la presa hasta el predador (Vander Zanden & Rasmussen, 2001), notados como $\Delta\delta^{13}\text{C}$ y $\Delta\delta^{15}\text{N}$. Una vez teniendo los valores $\Delta\delta^{13}\text{C}$ y $\Delta\delta^{15}\text{N}$, es posible estimar las variables: omnivoría, posición trófica, longitud de la cadena trófica, y flujos de energía.

Adicionalmente, se pueden representar los datos de composición isotópica en un espacio $\delta^{13}\text{C}$ vs $\delta^{15}\text{N}$, para establecer el espacio ecológico, es decir, el nicho isotópico. El nicho isotópico así conformado conserva las

principales características de un nicho ecológico: las características biónómicas, lo que el organismo consume, los recursos del hábitat que el organismo usa, representado en su composición química, y las características scenopoéticas, su hábitat, y los parámetros bioclimáticos (Newsome et al., 2007). También se pueden emplear los $\delta^{15}\text{N}$ como indicadores del nivel de biomagnificación de un contaminante, pues reflejan los efectos de los continuos cambios entre las poblaciones, como preferencia trófica u omnivoría (Cabana & Rasmussen, 1994, 1996).

Los estudios de isótopos estables permitieron también dilucidar la importancia de las fuentes autotróficas terrestres de carbono asociadas a los humedales, tanto en el caso de manglares, como de praderas de herbáceas (Abrantes & Sheaves, 2008). Los procesos de fijación del carbono en algas bénticas y pelágicas son diferentes, esto determina una huella isotópica diferente para las dos cadenas tróficas que se inician en ellas (Hecky & Hesslein, 1995).

Utilizando la técnica de isótopos estables, puede distinguirse entre los aportes que hacen los estuarios al ciclo del carbono, de los aportes energéticos a las redes tróficas que soportan (Cifuentes et al., 1996). Igualmente pueden identificarse las diferencias en las fuentes de alimento entre manglares nativos y manglares introducidos, debidas principalmente al diferente desarrollo de las comunidades bacterianas que soportan el reciclaje del nitrógeno y del azufre (Demopoulos et al., 2007). Incluso, aportan evidencias que soportan la hipótesis establecida de que los manglares fuentes importantes de materia orgánica, del orden del 60% de la materia orgánica disuelta, para los ecosistemas marinos adyacentes (Granek et al., 2009).

TÉCNICAS ANALÍTICAS PARA LA DETERMINACIÓN DE LAS PROPORCIONES ISOTÓPICAS

Para determinar las proporciones isotópicas, el material a analizar (tejidos vegetales y animales, sedimentos, entre otros) es llevado primero a una forma gaseosa, como H_2 , CO_2 , N_2 , o SO_2 . Luego estos gases son introducidos en el espectrómetro de masas (Figura 12.3). Básicamente hay dos tipos de espectrómetros para efectuar este proceso: los denominados “off-line”, en los que las muestras son gasificadas en sistemas de extracción al vacío, y luego llevadas al espectrómetro en un portamuestras especial, y los “on-line”, que producen el gas de análisis en el momento en que la muestra se introduce al espectrómetro. Este último tipo es el más ampliamente utilizado hoy en día, debido a que demandan menor cantidad de muestra para el análisis y están muy automatizados, lo cual disminuye significativamente el error asociado con el sistema de medición.



Figura 12.3 Espectrómetro de Masas para Relaciones Isotópicas (IRMS)

Fuente: http://img.directindustry.es/images_di/photo-g/espectrometro-de-masas-icp-icp-ms-56703.jpg

El sistema general de los espectrómetros de masas es básicamente el mismo con que se inició a comienzos de los años veinte del siglo pasado. Desde entonces, ha mejorado sustancialmente la tecnología asociada, elevando los niveles de sensibilidad e incrementando la precisión y la exactitud. También se han reducido las cantidades de muestra necesarias, y el tiempo por análisis (Hoefs, 2009).

Como se aprecia en la Figura 12.4, el Espectrómetro de Masas para Relaciones Isotópicas, IRMS, de sus siglas en inglés, consta de dos partes: el sistema de alimentación de la muestra con generación del gas, y el sistema del espectrómetro en sí mismo, conformado por tres unidades: una fuente de ionización por impacto electrónico, un tubo de vuelo con analizador magnético, y un sistema colector de iones. El IRMS representado es el sistema de doble entrada, en el que el gas proveniente de la muestra se analiza alternada y simultáneamente con el gas proveniente del estándar, esto minimiza el error instrumental. Hay otro sistema para la alimentación de los IRMS, denominado de flujo continuo, que emplea un flujo de helio como transportador de los gases a analizar. Estos sistemas de flujo continuo tienen menor precisión, pero pueden trabajar con cantidades de muestra del orden de picomoles, y con mayor productividad (Aelion et al., 2010).

Las nuevas implementaciones de espectrómetros de masas, acoplan el sistema de flujo continuo a la salida de un sistema de cromatografía de gases. Estos se denominan GC-C-IRMS, o irmgc/MS, y permiten cuantificar las relaciones isotópicas en moléculas particulares, empleadas como biomarcadores, en procesos metabólicos puntuales (Aelion et al., 2010).

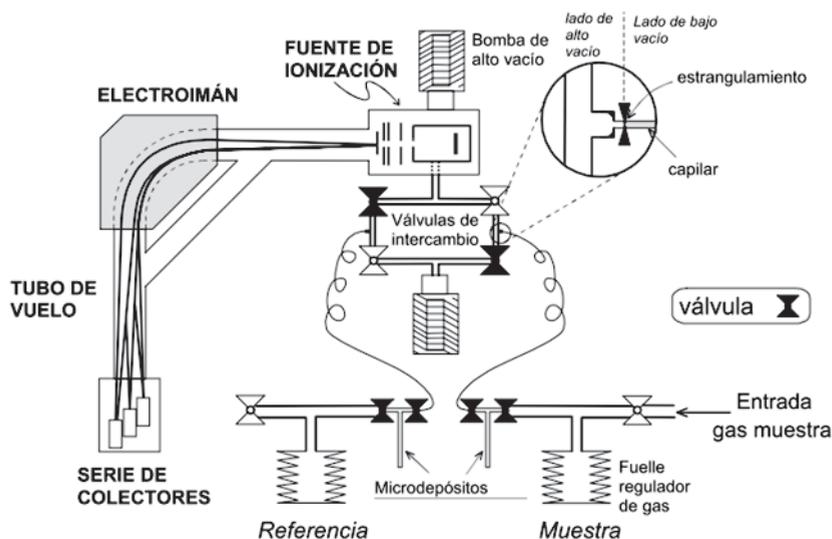


Figura 12.4 *Esquema general de un Espectrómetro de Masas para Relaciones Isotópicas (IRMS), con el sistema clásico de doble entrada* (Redondo-O, 2006)

Cuidado en la toma de muestra

Con el animal recién muerto, o el tejido vegetal recién colectado, sin utilizar ningún líquido fijador o conservante, se hacen cortes del tejido, de unos 10 g, que se secan en un horno a 40-45°C por 48 horas, o en un liofilizador, puestos en una caja Petri y completamente rotulados. Una vez secada la muestra, se macera en un mortero de vidrio. Los de porcelana pueden agregar residuos de carbono que alterarían el resultado. La masa final requerida en el espectrómetro de masas oscila entre 1 y 2 mg. El material de vidrio usado debe haber sido lavado adecuadamente, incluyendo los enjuagues con solución crómica y agua destilada desionizada (Kaehler & Pakhomov, 2001; Sarakinos et al., 2002; Jardine et al., 2003; Román-Reyes, 2003; Torres-Rojas, 2006).

Estas muestras envasadas en frascos de vidrio con tapa hermética, son enviadas al laboratorio donde se hará la medición. Una vez allí, se le hace un proceso de extracción de lípidos para eliminar el exceso de ^{12}C con el que ellos están enriquecidos (Bradshaw et al., 2003). Una vez hecho esto, el material es homogeneizado, pulverizado finamente en un mortero de ágata, dentro de una campana de flujo laminar. Luego es pesado y encapsulado en cápsulas de estaño y finalmente alimentado al espectrómetro de masas (Román-Reyes, 2003).

Procedimiento**MATERIALES****Reactivos:**

- Jabón libre de fosfatos (extran)	- Hexano grado HPLC
- Ácido sulfúrico	- Agua desionizada
- Dicromato de potasio	- Agua destilada
- Acetona grado HPLC	- Rollo de papel aluminio

Materiales de laboratorio:

- Desecador	- Pinzas de acero inoxidable
- Morteros de ágata	- Pipetas
- Vasos de precipitados	- Guantes de cirujano
- Frascos de 25 ml con tapa de teflón	- Micro espátulas de acero inoxidable
- Micro cápsulas de estaño	- Charola para muestras con tapa con 96 posiciones

Equipos:

- Equipo de ultrasonido	- Liofilizador
- Horno de microondas	- Campana de flujo laminar
- Micro balanza	- Espectrómetro de masas

PROTOCOLO

Se debe seguir el protocolo descrito por Roman-Reyes (2003), descrito a continuación:

A. Material de vidrio

1. Lavar todo el material de vidrio con jabón libre de fosfatos.
2. Enjuagar con agua destilada
3. Poner durante 24 horas con mezcla crómica (Ácido sulfúrico - dicromato de potasio, 1:1)
4. Desechar la mezcla, y lavar con agua destilada o desionizada
5. Lavar durante 20 min, en un equipo de ultrasonido con solvente (Acetona - Hexano, 1:1)
6. Secar en horno a 40 °C, durante 24 horas para volatilizar restos del solvente.
7. Guardar en un lugar seco, y libre de cualquier contaminación.

B. Muestras (Músculo)

1. Descongelarlo hasta que se puedan hacer cortes
2. Hacer cortes finos, internos (para evitar contaminación cutánea)
3. Utilizar navajas de acero inoxidable, lavadas con solventes adecuados.
4. Cortes pequeños, 10 g aprox. (El espectrómetro consume 1-2 mg/muestra)

5. Las muestras se introducen en los frascos de vidrio, lavados, etiquetados, destapados
6. Se almacenan a $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 24 h
- C. Liofilización (55 mbar, $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$, 24 h)
- D. Almacenar en un desecador los frascos tapados (cierre hermético).
- E. Pulverización
 1. Macerar en morteros de vidrio, o de ágata
- F. Extracción de lípidos (si es requerida)
- G. Homogeneización
 1. Usar campanas extractoras de flujo laminar
 2. Usar morteros de vidrio o ágata
 3. Usar guantes esterilizados
 4. Pinzas especiales
 5. Lavado de equipos: Agua destilada y solvente
 6. De nuevo al frasco de vidrio, cerrado
- H. Pesado y encapsulado
 1. Usar micro-espátulas y pinzas especiales
 2. Lavado con agua desionizada y solventes
 3. Colocar en cada cápsula de estaño $1,0 \pm 0,1\text{ mg}$ (0,0010 g)
- I. Enviar al laboratorio de análisis.

RESULTADOS ESPERADOS PARA LA LAGUNA DE SONSO

La definición de las rutas del carbono a lo largo de la cadena trófica (Peterson, 1999), y la cuantificación del aporte de las diferentes fuentes (Marshall et al., 2008) permitirá ajustar también los parámetros para los flujos de los metales pesados en el modelo, tal como lo presentan Croteau y colaboradores (2005). En paralelo con los análisis de contaminantes, los análisis de isótopos estables permitirán trazar los patrones y el avance de la biomagnificación de los contaminantes en la red trófica de la Laguna de Sonso.

Contando con una buena línea base de información isotópica para el ecosistema lagunar, la determinación de la concentración isotópica en los tejidos del conjunto de especies, elegidas para caracterizar la dinámica ecológica de la laguna, se hace posible la determinación relativa o absoluta de su posición trófica, y la correlación con los contenidos de metales pesados. Tal como encontraron Power y colaboradores (2002), la concentración de mercurio en tejidos de peces en la Laguna de Sonso: *P. undecimalis*, *T. nilotica*, se podría incrementar como una función de la posición trófica, $\delta^{15}\text{N}$, y estaría inversamente relacionada con la fuente de carbono, $\delta^{13}\text{C}$. Las especies asociadas a las cadenas tróficas bénticas: *P. undecimalis* presentarían menores valores de contaminación que las especies asociadas a cadenas pelágicas: *T. nilótica*.

En síntesis, la aplicación simultánea de conceptos ecológicos como lo es la estructuración de una comunidad en una red trófica, de métodos ecológicos de medición novedosos, como los representados por las técnicas de isótopos estables, y la geoquímica ambiental, constituyen una beneficiosa combinación para evaluar el riesgo de exposición a contaminantes ambientales y constituyen un valioso insumo para la elaboración de planes de manejo adecuados.

REFERENCIAS

- Abrantes, K. & M. Sheaves (2008). Incorporation of terrestrial wetland material into aquatic food webs in a tropical estuarine wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80:401-412.
- Aelion, C. M.; P. Höhener; D. Hunkeler & R. Aravena (Eds.) (2010). Environmental Isotopes in Biodegradation and Bioremediation. CRC Press, FL. 450 p.
- Anderson, O. R. J.; R. A. Phillips; R. A. McDonald; R. F. Shore; R. A. R. McGill & S. Bearhop (2009). Influence of trophic position and foraging range on mercury levels within a seabird community. *Marine Ecology Progress Series* 375:277-288.
- Atwell, L.; K. A. Hobson & H. E. Welch. (1998). Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: Insights from stable nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1114-1121.
- Bearhop, S.; R. A. Phillips; D. R. Thompson; S. Waldron & R. W. Furness (2000). Variability in mercury concentrations of great skuas *Catharacta skua*: The influence of colony, diet and trophic status inferred from stable isotope signatures. *Marine Ecology Progress Series* 195:261-268.
- Bearhop, S.; C. E. Adams; S. Waldron; R. A. Fuller & H. MacLeod (2004). Determining trophic niche width: A novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 73:1007-1012.
- Benedek, Z.; F. Jordán & A. Báldi (2007). Topological keystone species complex in ecological interaction networks. *Community Ecology* 8:1-7.
- Bradshaw, C. J. A.; M. A. Hindell; N. J. Best; K. L. Phillips; G. Wilson & P. D. Nichols (2003). You are what you eat: Describing the foraging ecology of southern elephant seals (*Mirounga leonina*) using blubber fatty acids. *Proceedings: Biological Sciences* 270:1283-1292.
- Cabana, G. & J. B. Rasmussen (1994). Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372:255-257.
- Cabana, G. & J. B. Rasmussen (1996). Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Science* 93:10844-10847.
- Cifuentes, L. A.; R. B. Coffin; L. Solórzano; W. Cárdenas; J. Espinoza & R. R.

- Twilley (1996). Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43:781-800.
- Croteau, M-N.; S. N. Luoma & A. R. Stewart. (2005). Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography* 50:1511-1519.
- CVC-Asoyotoco (2007). Plan de manejo ambiental integral, Humedal Laguna de Sonso, Municipio de Guadalajara de Buga. Informe técnico del convenio 136 de 2005. Santiago de Cali. 457 p.
- Dawson, T. E. & R. T. W. Siegwolf (Eds.) (2007). Stable Isotopes as Indicators of Ecological Change. Elsevier - Academic Press, Burlington, MA. 417 p.
- Demopoulos, A. W. J.; B. Fry & C. R. Smith (2007). Food web structure in exotic and native mangroves: A Hawaii - Puerto Rico comparison. *Oecologia* 153:675-686.
- Eiler, J. M. (2007). The study of naturally-occurring multiply-substituted isotopologues. *Earth Planet Science Letters* 262:309-327.
- Forsberg, B. R.; C. A. R. M. Araujo-Lima; L. A. Martinelli, R. L. Victoria & J. A. Bonassi. (1993). Autotrophic carbon sources for fish of the central Amazon. *Ecology* 74:643-652.
- France, R. L. (1995). Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. *Limnology and Oceanography* 7:1310-1313.
- Fry, B. (1991). Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology* 72:2293-2297.
- Fry, B. 2006. Stable Isotope Ecology. Springer, NY. 308 p.
- Granek, E. F.; J. E. Compton & D. L. Phillips (2009). Mangrove - exported nutrient incorporation by sessile coral reef invertebrates. *Ecosystems* 12:462-472.
- Guerrero, R. & M. Berlanga (2000). Isótopos estables: Fundamentos y aplicaciones. *Actualidad-SEM* 30:17-23.
- Hairston, N. G. (Jr.) & N. G. Hairston (Sr.). (1993). Cause-effect relationships in energy flow, trophic structure, and interspecific interactions. *The American Naturalist* 142:379-411.
- Hecky, R. E. & R. H. Hesslein (1995). Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 14:631-653.
- Hobson, K. A. & H. E. Welch (1992). Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Marine Ecology Progress Series* 84:9-18.
- Hobson, K. A.; A. Fisk; N. Karnovsky; M. Holst; J.-M. Gagnon & M. Fortier. (2002). A stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) model for the North Water food web: Implications for evaluating trophodynamics and the flow of energy and contaminants. *Deep-Sea Research II* 49:5131-5150.
- Hoefs, J. (2009). Stable Isotope Geochemistry. 6th edition. Springer, Berlin. 285 p.
- Jardine, T. D.; S.A. McGeachy; C. M. Paton; M. Savoie & R. A. Cunjak (2003). Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and inter-

- pretation. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2656. Fredericton, NB, Canada. 44 p.
- Kaehler, S. & E. A. Pakhomov. (2001). Effects of storage and preservation on the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures of selected marine organisms. *Marine Ecology Progress Series* 219:299-304.
- Lau, D. C. P.; K. M. Y. Leung & D. Dudgeon (2009). What does stable isotope analysis reveal about trophic relationships and the relative importance of allochthonous and autochthonous resources in tropical streams? A synthetic study from Hong Kong. *Freshwater Biology* 54:127-141.
- Lindeman, R. L. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23:399-417.
- Marshall, B. G.; B. R. Forsberg & M. J. F. Thomé-Souza (2008). Autotrophic energy sources for *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes, Characidae) in the middle Negro River, Central Amazon, Brazil. *Hydrobiologia* 596:95-103.
- Michener, R. & K. Lajtha (Eds.) (2007). Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. Second edition. Blackwell Publishing Ltd. Malden, MA. 566 p.
- Newsome, S. D.; C. Martinez del Rio; S. Bearhop & D. L. Phillips (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:429-436.
- Odum, E. P. (1971). Fundamentals of Ecology. Third edition. W. B. Saunders Co. Philadelphia. 574 p.
- Park, R. & S. Epstein. (1961). Metabolic fractionation of ^{13}C and ^{12}C in plants. *Plant Physiology* 36:133-138.
- Peterson, B. J. (1999). Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: A review. *Acta Oecologica* 20:479-487.
- Peterson, B. J. & B. Fry. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293-320.
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position models, methods, and assumptions. *Ecology* 83:703-718.
- Power, M.; G. M. Klein; K. R. R. A. Guiguer. & M. K. H. Kwan. (2002). Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *Journal of Applied Ecology* 39:819-830.
- Rau, G. H.; J. L. Teyssie; F. Rassoulzadegan & S. W. Fowler (1990). $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ variations among size fractionated marine particles: implications for their origin and trophic relationship. *Marine Ecology Progress Series* 59:33-38.
- Redondo-O, R. (2006). Fundamentos teóricos y técnicos de los isótopos estables. Recuperado de http://www.ruena.csic.es/pdf/ponencia_ruena_2006_redondo.pdf
- Román-Reyes, J. C. (2003). Manual de trabajo para análisis de isótopos estables de carbono y nitrógeno. CICIMAR. La Paz, B.C.S., México. 23 p.
- Sarakinos, H. C.; M. L. Johnson & M. J. Vander Zanden (2002). A synthesis of tissue-preservation effects on carbon and nitrogen stable isotope signatures. *Canadian Journal of Zoology* 80:381-387.
- Thomé-Souza, M. J. F.; B. R. Forsberg; R. C. Vogt; M. dG. P. Sabbayrolles & J.

- R. P. Peleja (2004). The use of mercury and stable isotopes to investigate food chain structure in aquatic ecosystems in the Amazonia, pp. 235-239. En Freitas, C. E., M. Petrere, A. A. F. Rivas & D. MacKinley (Eds.). *Fish Communities and Fisheries. Proceedings of the VI International Congress on the Biology of Fish*, 2004, Manaus, Amazonas, Brazil. American Fisheries Society.
- Torres-Rojas, Y. E. (2006). Hábitos alimenticios y la razón de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) del tiburón *Sphyrna lewini* (Griffith y Smith 1834), capturado en el área de Mazatlán, Sinaloa, México. MSc Tesis. CICMAR. La Paz, B.C.S., México. 127 p.
- Vander Zanden M. J. & J. B. Rasmussen (1999). Primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* 80:1395-1404.
- Vander Zanden M. J. & J. B. Rasmussen (2001). Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* 46:2061-2066.
- Vasas, V. & F. Jordán (2006). Topological keystone species in ecological interaction networks: Considering link quality and non-trophic effects. *Ecological Modelling* 196:365-378.
- Yoshioka, T.; E. Wada & H. Hayashi (1994). A stable isotope study on seasonal food web dynamics in a eutrophic lake. *Ecology* 75:835-846.

LOS SISTEMAS DINÁMICOS COMO HERRAMIENTAS PARA MODELAR LA ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN COMUNIDADES ACUÁTICAS

*Francisco J. Álvarez V.**
*Enrique Javier Peña Salamanca***
*Jaime Ricardo Cantera Kintz****

INTRODUCCIÓN

Ecosistemas, Modelación, Impacto humano

La humanidad siempre ha usado modelos como una herramienta para buscar soluciones a los problemas, aprovechándose de la visión simplificada de la realidad que representan. Esta simplificación conserva las características que a juicio del modelador son esenciales en el contexto del problema que se está resolviendo o describiendo (Jorgensen & Bendoricchio, 2001). Por lo tanto, no se espera encontrar un modelo completo. Esta característica de eliminación de aspectos no relevantes, llevó a George E. P. Box, el famoso estadístico a enfatizar: “Esencialmente, todos los modelos son falsos, pero algunos modelos son útiles” (Kokko, 2007). Su valor de utilidad está dado en términos de su capacidad para reproducir los patrones observados en la realidad, aun con todas las simplificaciones impuestas en su construcción. Por razones tanto prácticas como estéticas, un modelo debe

* Ingeniero Químico, Estudiante de Doctorado en Biología, Universidad del Valle. franciscoj.alvarezv.@gmail.com

** PhD. Departamento de Biología, Universidad del Valle. enrique.pena@correounivalle.edu.co

*** PhD. Departamento de Biología, Universidad del Valle. jaime.cantera@correounivalle.edu.co

ser tan sencillo como sea posible, pero no simple (Voinov, 2008). El mayor reto intelectual de la modelación consiste en la simplificación creativa de un problema científico, sin afectar injustamente a la realidad.

Los modelos ecológicos que se originaron en los años veinte con los trabajos de Lotka-Volterra y Streeter-Phelps, fueron incorporados en la modelación ambiental desde los años sesenta, tomando principios de la ingeniería (Soetaert & Herman, 2009). Fue necesario esperar el desarrollo de casi cincuenta años, desde su origen, para usarlos de manera comprensiva en las ciencias ambientales (Jorgensen, 1999), donde el reto es manejar adecuadamente los recursos naturales, es decir, proporcionar insumos para el desarrollo económico de la creciente población, conservando su capacidad de producción, y de prestación de servicios ambientales (Grant et al., 2001).

El rápido desarrollo que ha tenido el campo de la modelación ecológica desde la década de los ochenta se ha debido principalmente a tres factores: (1) El desarrollo de la tecnología de computación, que ha posibilitado el manejo de sistemas cada vez más complejos. Aquí cabe resaltar que aunque computacionalmente intensiva, la modelación moderna sigue requiriendo únicamente de lápiz-y-papel y contemplación en las etapas iniciales de desarrollo de un modelo (Soetaert & Herman, 2009); (2) El entendimiento general de los problemas de contaminación ambiental, incluyendo el entendimiento que una completa eliminación de la contaminación no es posible; y, (3) El mayor conocimiento de las relaciones cuantitativas en los ecosistemas y entre los factores ambientales y las propiedades ecológicas, sumado al incremento en el entendimiento de los problemas ecológicos y ambientales (Jorgensen & Bendoricchio, 2001). Tanto así, que en los últimos 15 años puede decirse que se cambió en la modelación ecológica, del ejercicio matemático con algunos conceptos ecológicos, a ser un ejercicio ecológico que usa herramientas matemáticas y computacionales (Mancera-Pineda et al., 2003).

El concepto de manejo ecosistémico aparece desde los años noventa, y su uso se ha incrementado como una aproximación enfocada en la sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas, con diferentes posturas sobre lo que debe ser el manejo ecosistémico. Los elementos claves del manejo ecosistémico son el enfoque en sostenibilidad a largo plazo, la inclusión de los humanos como componentes del ecosistema, los cambios naturales en la estructura y función del ecosistema como parte de su evolución, la importancia de la complejidad estructural y la conectividad para mantener la capacidad de recuperación del sistema global y el reconocimiento de un conocimiento incompleto del ecosistema que obliga a implementar un manejo adaptativo (Christensen et al., 1996; Grumbine, 1997; Janssen, 2001)

Las preguntas más críticas e interesantes a las que nos enfrentamos como ecólogos y administradores de los recursos naturales están relacionadas con sistemas inherentemente complejos. Cuando nos encontramos con un pro-

blema determinado, además de considerar las interacciones entre los factores físicos, biológicos y ecológicos, también debemos considerar los factores económicos, culturales y legales”. (Grant et al., 2001)

Esta afirmación proveniente de quien fue por muchos años editor de la prestigiosa revista *Ecological Modelling*, donde puntualiza muy bien la complejidad de problemas que pueden ser abordados por la modelación en el manejo ambiental.

ANÁLISIS DE SISTEMAS - ENFOQUE SISTÉMICO

El análisis de sistemas es tanto una filosofía como un conjunto de técnicas cuantitativas, incluyendo la simulación. Ha sido desarrollado explícitamente para enfrentar problemas relacionados al funcionamiento de sistemas complejos. Es la aplicación del método científico a estos sistemas (Grant et al., 2001). Ludwig von Bertalanffy, científico austriaco, en 1968 sentó las bases del actual desarrollo en ciencia e ingeniería de sistemas, con su “Teoría General de Sistemas”, (TGS). La TGS, íntimamente relacionada con el pensamiento sistémico, la cibernética, los sistemas adaptativos complejos, la dinámica de sistemas y la ingeniería de sistemas (todas ellas caras de la misma moneda), constituye una cultura académica que tiene en la organización funcional su concepto primario e instrumental para la definición y descripción de los sistemas. El concepto de organización funcional está basado en dos postulados: (1) El comportamiento del sistema, su función, como un todo, está gobernado por leyes; y (2) Estas leyes no necesitan ser expresadas en términos de las propiedades de los componentes del sistema, e idealmente no tienen mucha relevancia para las leyes que rigen el comportamiento de esos componentes (Konopka, 2007).

Hoy la TGS, se desarrolla en cuatro paradigmas: (1) La teoría del caos, (2) Los autómatas celulares, (3) La teoría de catástrofes, y (4) Los sistemas jerárquicos. Los tres primeros basados en la dinámica de sistemas. El último es el marco para los sistemas biológicos, base de todo lo que se hace en modelación tanto en biología como en ecología y en ciencias ambientales. Además de ser atributos de un pensamiento claro y estructurado, la organización jerárquica puede ser usada para asumir que las funciones en un nivel de la jerarquía no pueden ser reducidas a las funciones de otro nivel (Konopka, 2007).

Tanto por la estructura jerárquica, como por el segundo postulado de la organización funcional enunciado arriba, puede verse que el enfoque analítico, reduccionista, tradicional, es menos efectivo para enfrentar situaciones complejas como las que se presentan en manejo ambiental y para modelar ecosistemas, pues el entendimiento del comportamiento de cada una de las partes de un sistema no garantiza la comprensión del sistema como una

unidad funcional (Grant et al., 2001). Se necesita un enfoque efectivo que permita enfrentar la complejidad generada por la interacción entre las partes que conforman el sistema, y esto lo dan características sinérgicas al enfoque de sistemas, puesto que en ellos, el todo es más que la suma de las partes (von Bertalanffy, 1968).

Los problemas que involucran sistemas con muchos componentes medianamente relacionados no se pueden abordar en una forma efectiva ni con los métodos de la física clásica ni con los métodos de la estadística. Usualmente no existe una solución analítica para el conjunto de ecuaciones que describen el sistema. La dinámica de estos sistemas no se puede representar estadísticamente a través de los promedios, debido a que la relación que hay entre los componentes, es decir la estructura del sistema, genera un comportamiento no aleatorio. El análisis de sistemas y simulación están dirigidos específicamente a estos sistemas caracterizados por una “complejidad organizada” en los cuales la estructura del sistema no sólo controla, sino que también está controlada por la dinámica del sistema.

La mayoría de los sistemas que se enfrentan en Ecología y en administración de recursos naturales, tienen la característica de tener muchas variables, con pocos datos, y sin posibilidad de conseguir más. Lo que ha sido caracterizado como complejidad organizada, el tipo de situación a la que responden perfectamente el análisis de sistemas y la simulación dinámica. La utilidad del análisis de sistemas y simulación proviene tanto del producto mismo, el modelo final, como del proceso: la etapa de identificación y especificación del problema en la etapa de desarrollo y la etapa de uso del modelo (Grant et al., 2001). Estas etapas aportan mucho conocimiento a la situación que se está modelando, y le facilitan al administrador de recursos naturales la toma de decisiones.

Definiciones de sistema

El concepto de sistema es transversal a muchas áreas del conocimiento, pareciendo bastante intuitivo por lo frecuente de su uso, y precisamente por esto, muy elusivo al momento de lograr una definición que satisfaga a todos sus usuarios.

Entre las definiciones más representativas, se tienen:

1. Un sistema es un conjunto de componentes interrelacionados que poseen un límite y funcionan como una unidad.
2. Una combinación de partes que interactúan y producen alguna cualidad nueva con su interacción (Voinov, 2008).
3. Un sistema es un conjunto de procesos interconectados caracterizado por muchas vías recíprocas de causa y efecto (Grant et al., 2001).
4. Una cantidad de materia, o una región del espacio elegido para análisis (Çengel & Boles, 2006).

5. La noción aristotélica de sistema encierra tanto la funcionalidad robusta como el todo complejo (Konopka, 2007).

“Las fronteras no están ni al norte ni al sur, ni al este ni al oeste, sino donde el hombre enfrenta una realidad”. Esta frase, de Henry David Thoreau, resalta muy bien el carácter netamente operativo que tienen los sistemas: ellos existen como respuesta a la necesidad de entender el problema, o la situación, que enfrentamos. La demarcación del área de estudio es una necesidad humana, que interrumpe el continuo de la naturaleza, imponiendo fronteras —sean reales o imaginarias— para marcar la separación entre el sistema y sus alrededores, permitiendo focalizar la atención en lo que se cree, encierra la esencia del problema. Qué está dentro y pertenece al sistema de estudio, y qué está por fuera de él, es el resultado puramente subjetivo de quien delimita el sistema.

El principal atributo de un sistema es que puede entenderse sólo al considerarlo como un todo. Otro atributo importante de un sistema, o más estrictamente hablando, del concepto que se tiene de sistema, es que se define de acuerdo con un propósito particular (Grant et al., 2001). La obvia respuesta a la pregunta por la pertenencia de los pulmones al sistema circulatorio, deja de ser obvia si vemos que, para llevar oxígeno a todos los tejidos del cuerpo, uno de los objetivos del sistema circulatorio, su razón de ser, son necesarios los pulmones.

En cuanto al carácter jerárquico que se ha mencionado anteriormente, los sistemas pueden estar anidados: un individuo es parte de una población, una población es parte de una comunidad y así sucesivamente. Sin embargo, a cualquier escala, e incluyendo cualquier nivel de detalle, los sistemas se pueden estudiar usando el mismo conjunto de principios y técnicas aportadas por la teoría general de sistemas (von Bertalanffy, 1968). También es posible hacer agrupaciones con los sistemas que tengan la misma escala y el mismo nivel de detalle (Grant et al., 2001).

Etapas en un Análisis de Sistemas

Varios autores han sugerido diversos esquemas para aplicar el análisis de sistemas en biología y ecología. Estos esquemas se diferencian en los detalles (número de pasos, nombre de los pasos), pero todos se basan en la teoría general de sistemas. Grant et al. (2001), han identificado cuatro etapas fundamentales en el proceso del desarrollo y uso de un modelo: (1) desarrollo del modelo conceptual, (2) desarrollo del modelo cuantitativo, (3) evaluación del modelo y (4) uso del modelo. Por ejemplo, Soetaert & Herman (2009), presentan las siguientes ocho fases, que se pueden enmarcar en las cuatro anteriores: 1- Definición del problema. 2- Modelo conceptual (relaciones entre los principales componentes), 3- Modelo matemático (teoría general), 4- Parametrización (literatura, mediciones), 5- Solución matemática.

tica, 6- Calibración, sensibilidad; Verificación, validación (Datos de campo, mediciones de laboratorio), 7- Regresar a {2, 3, o 4}, 8- Predicción, análisis.

El desarrollo del modelo conceptual es la construcción de un mapa donde se ubican los elementos principales y sus interrelaciones. Este permite visualizar si la percepción de los elementos relevantes para la situación que se enfrenta es coherente, es clara, y es lo que realmente percibió el modelador al estudiar el fenómeno. Comúnmente se construyen empleando diagramas de Forrester, que básicamente están compuestos por cajas que representan a las variables de estado y flechas que representan los flujos (Forrester, 1961). También se emplean con cierta frecuencia los diagramas de flujo (Mancera-Pineda et al., 2003). En esta etapa, se debe determinar el nivel de complejidad que tendrá el modelo.

Posteriormente, los flujos son expresados como ecuaciones que relacionan los parámetros del sistema con las variables de estado, o con sus cambios en el tiempo en el caso de los modelos dinámicos. Para esto se dispone de una buena gama de ecuaciones que describen procesos ecológicos, ambientales, y de transferencia en general (Jorgensen & Bendoricchio, 2001). Cuando no está disponible una buena relación para el problema particular que se está manejando, se pueden usar correlaciones estadísticas, y en última instancia, tablas con algunos valores medidos experimentalmente. Los parámetros involucrados en el sistema de ecuaciones deben ser ajustados, esto se conoce como la calibración del modelo, para especificar la generalidad de las relaciones funcionales, a la estructura particular del modelo conceptual que se halla escrito. Una vez calibrado, el modelo debe ser verificado con un conjunto de datos diferentes a los que se emplearon cuando se hizo la calibración. Concluido esto, está listo para usarse, haciendo predicciones y simulaciones sobre la situación problemática que se está enfrentando (Jorgensen & Bendoricchio, 2001; Mancera-Pineda et al., 2003; Voinov, 2008).

En cualquiera de las etapas en que se detecte alguna inconsistencia entre el modelo y la realidad que se está modelando, deben hacerse ajustes donde corresponda, preferiblemente por economía de esfuerzo invertido, devolviéndose en el tiempo, es decir, verificar primero los parámetros, si las inconsistencias prevalecen, entonces verificar las relaciones funcionales empleadas. Si esto no soluciona, entonces replantear el modelo conceptual (Grant et al., 2001; Jorgensen & Bendoricchio, 2001; Mancera-Pineda et al., 2003; Voinov, 2008; Soetaert & Herman, 2009).

MODELACIÓN

En la etapa de formulación del modelo, trasladamos el conocimiento que tenemos del sistema a un lenguaje matemático, cuando es posible. Esto se hace en dos pasos: La construcción del modelo conceptual y la especificación matemática de las relaciones entre sus componentes (Soetaert & Herman, 2009).

Tipos de representaciones

Un modelo es una abstracción de la realidad. El lenguaje es una representación simplificada del pensamiento, por lo tanto es una abstracción que modela las ideas. Los modelos son descripciones formales físicas, matemáticas o verbales del sistema de interés (Grant et al., 2001). “La foto de Naomi Cambell”, las palabras anteriores entre comillas, la maqueta de la casa, las ecuaciones de Lotka-Volterra, el mapa en el libro de geografía, el mapa en el GPS portátil, el mapa en “Google Earth”: Todos ellos representan clara y unívocamente algo, todos son modelos (Kokko, 2007).

Tipos de modelos

Dada la estrecha relación entre el uso que se vaya a hacer del modelo y su estructura, se utilizan los dos criterios para clasificarlos de manera operativa, en diferentes tipos (Tabla 13.1).

Tabla 13.1 Clasificación de los tipos de modelos de acuerdo con sus características y sus diferencias (Con base en Grant et al., 2001; Jorgensen & Bendoricchio, 2001; y Mancera-Pineda et al., 2003)

-----	Nombre -----		Característica	----- Diferencias -----	
1	Físicos	Abstractos	Representación Escala	Tangible Geométrica	Simbólica Lenguaje
2	Estáticos	Dinámicos	Parámetros en tiempo	Constantes	Variables
3	Correlacionales (Caja negra)	Explicativos	Objeto de estudio	Valores de salida	Relaciones causales
4	Estocásticos	Deterministas	Parámetros	Variables aleatorias	Números determinados
5	Simulación	Analíticos	Solucionabilidad	Numérica	Analítica
6	Compartimentales	Matriciales	Esquema de representación Ecuaciones descriptoras	Compartimientos Ecuaciones diferenciales, temporales	Matrices Matrices
7	Reduccionistas	Holistas	Concepción del todo	Analíticos	Propiedades emergentes
8	Distribuidos	Agrupados	Nivel de detalle Ecuaciones descriptoras	Alto Ecuaciones diferenciales parciales	Bajo Ecuaciones diferenciales parciales
9	Lineales	No lineales	Ecuaciones descriptoras	De primer grado	Al menos una, de grado >1

En una reciente revisión que cubrió 13 años de publicaciones en la revista “Ecological Modelling”, Jorgensen (2008) clasifica los modelos disponibles actualmente para usar en ecología en trece tipos: Dinámico Bio-geo-químicos, Bio-energéticos, Estáticos, de Dinámica poblacional, Estructuralmente dinámicos, Difusos, Basados en el individuo, Automatas celulares, Espaciales, Ecotoxicológicos, Estocásticos, Híbridos y Redes neuronales artificiales.

Partes de un modelo para simulación dinámica

Simulación es el uso de un modelo para imitar, o describir paso a paso, el comportamiento del sistema que estamos estudiando. Los modelos de simulación están compuestos de una serie de operaciones aritméticas y lógicas que, en conjunto, representan la estructura (estado) y el comportamiento (cambio de estado) del sistema de interés. Los conceptos de estado del sistema y cambio de estado del sistema son muy simples, pero a la vez muy eficaces, y son fundamentales para la simulación. El sistema de interés existe en diferentes estados en diferentes momentos en el tiempo y existen reglas que rigen la forma en la cual el estado del sistema cambia a medida que transcurre el tiempo. Las reglas que gobiernan el cambio también pueden cambiar en el tiempo, ya que cada una por sí misma es una función del estado del sistema. Si escogemos las variables apropiadas para describir el sistema y representamos adecuadamente las reglas que gobiernan el cambio, deberíamos poder predecir los cambios en el estado del sistema a través del tiempo, es decir, podríamos simular el comportamiento del sistema (Grant et al., 2001).

El primer paso es la identificación de las variables de estado, aquellas variables que podrán indicar el estado del sistema a través del tiempo. Las variables de estado pueden ser conservativas o no conservativas. Hay un conjunto de variables que se utilizan para manipular a las variables de estado: las variables de control, las variables de transformación, y las variables de conversión (Hannon & Ruth, 2009). Se comienza eligiendo los componentes principales del modelo: las variables de estado, y los flujos. Los flujos describen el intercambio de materia, energía o *momentum* entre ellas (estas son las tres cosas que sufren procesos conservativos). Basados en el principio de conservación, las ecuaciones del modelo conceptual simplemente expresan que el cambio de las variables de estado es el resultado de la sumatoria de los flujos de entrada menos la sumatoria de los flujos de salida (Soetaert & Herman, 2009).

Se pueden tener niveles de complejidad superiores cuando los modelos incluyen en su estructura algún tipo de realimentación. Esta puede tener efectos estabilizadores, y se le conoce como realimentación negativa. O puede tener efectos tipo cascada que amplifican el efecto de las perturbaciones, en cuyo caso son llamadas realimentaciones positivas. La mayoría de las situaciones reales a las que se enfrentan los modeladores en biología y ecología, incluyen fenómenos de realimentación positiva, como por ejemplo en las plagas de insectos, o las tendencias hereditarias en una población. Adicionalmente, hay otras dos propiedades que hacen verdaderamente impráctico el tratar de manejar los modelos mentalmente, y son los tiempos de retardo y la aleatoriedad, que pueden afectar las respuestas de las variables de estado. La inclusión en el modelo de efectos climáticos, para los cuales no se tiene una relación funcional explícita, determinista, pero que su

comportamiento puede ser descrito satisfactoriamente como una oscilación acotada, o alrededor de un valor medio (Hannon & Ruth, 2009).

Para manejar adecuadamente los modelos con cualquier nivel de complejidad que se haya decidido darles, existen aplicaciones de software como STELLA (*Strongly Typed Lisp Like Language*) (ISEE, 2005). STELLA es una herramienta para construir un sistema de modelación dinámica, creando un diagrama pictórico del sistema, que refleja el modelo conceptual, y luego permite asignar los valores apropiados a las variables de estado, a los convertidores, a los conectores, y las funciones matemáticas que los relacionan a través de las variables tipo flujo. Los valores de los parámetros pueden ser obtenidos como resultado de cálculos teóricos, de revisiones de literatura especializada en el tema, o del proceso de calibrar el modelo. La calibración del modelo es un proceso para ajustar los parámetros de entrada del modelo dentro de un rango razonable de variación, produciendo el mejor ajuste entre los resultados observados y los simulados (Hannon & Ruth, 1994; Ouyang, 2008).

ESTUDIO DE CASO

Definición del problema

Los ecosistemas están hoy amenazados por un número creciente de contaminantes que causan efectos adversos, con diferentes grado de impacto. La relación entre los efectos en los organismos acuáticos y la exposición a metales aun permanece pobremente conocida, dado que la respuesta biológica difiere entre las especies, los metales, las condiciones fisicoquímicas, y las rutas de exposición (Croteau et al., 2005), aun de un tejido a otro del mismo individuo (Anderson et al., 2009).

Para el caso de la Laguna de Sonso, el último gran humedal de la planicie aluvial en la cuenca alta del río Cauca, enclavada en un ecosistema de conservación estratégica, como es el bosque seco tropical inundable, y albergue de una gran biodiversidad. Se busca lograr cobijarla por los criterios de conservación Ramsar desde 1997, es un sitio AICA desde el 2003 (CVC-Asoyotoco, 2007). La reducción de cobertura vegetal en el valle del río Cauca ha aumentado la cantidad de sólidos suspendidos, lo cual ha redundado en incremento de sedimentos en las corrientes de agua, muchos de los cuales se precipitan en la Laguna, afectando sus características físicas y biológicas. Estos sistemas se caracterizan por su caudal y sus corrientes. Estas características influyen de manera importante en la ecología de los componentes y sus estructuras, con el medio ambiente sus funciones y la diversidad, y finalmente en la economía, por los bienes y servicios y atributos que ofrece a las comunidades. El río Cauca, atravesando la zona industrial de la Ciudad de Cali en cercanías de Yumbo, contamina sus aguas con biocidas y metales pesados (cromo, plomo y mercurio), que de aquí pasan a la laguna

(Andersson & Azcárate, 2005; Gischler, 2005; Smith, 2005) acumulándose en aguas y sedimentos de la laguna, constituyendo un potencial peligro para la biota en la misma.

Estudios preliminares han mostrado que los metales pesados han alcanzado a incorporarse a los tejidos de muchos organismos, entre ellos algunos que son consumidos por los pobladores, constituyendo un riesgo para su salud. Esto implica que los metales ingeridos pueden causar toxicidad no solamente en la base de la red trófica, sino también en los consumidores tope, si los metales asimilados presentan biomagnificación a través de la red (Cabana & Rasmussen, 1994; Croteau et al., 2005). La biomagnificación suscita mucha controversia. Por ejemplo, Gray (2002) concluye que la biomagnificación de los metales es una excepción, más que una regla entre los metales y los metaloides.

Los modelos de eutrofización para lagos tienen típicamente una escala temporal de un año, y una escala espacial del mismo orden de magnitud que el lago (Soetaert & Herman, 2009), lo que ha dificultado la obtención de claras conclusiones al respecto. El mercurio es un metal pesado no esencial, que se biomagnifica en compuestos orgánicos dentro de la red trófica, llegando a concentraciones tóxicas en los depredadores tope (Anderson et al., 2009). Las relaciones entre los metales pesados en las aguas, sedimentos y organismos de diferentes niveles de las redes tróficas presentan características complejas, por lo que su análisis y conocimiento requiere modelización y manejo y conocimiento de los sistemas complejos.

Modelo conceptual para metales

El objetivo de la primera etapa del análisis de sistemas es desarrollar un modelo conceptual, o cualitativo, del sistema de interés. Con base en los objetivos del proyecto, se debe decidir cuáles son los componentes del mundo real que se incluirán en el sistema de interés y cómo se relacionan entre ellos. Estos componentes, y sus relaciones, forman lo que se denomina modelo conceptual, y se representa gráficamente usando símbolos que indican la naturaleza específica de cada relación. También se debe bosquejar los patrones esperados del comportamiento del modelo, lo cual frecuentemente se hace en términos de la dinámica temporal de los componentes más importantes del sistema (Grant et al., 2001). Reinfelder y colaboradores (1998), han desarrollado un modelo sencillo para la biomagnificación de metales, usando dos factores: Tasa de asimilación, y eficiencia de asimilación. Este modelo tiene un buen ajuste entre los bioensayos para determinar los parámetros y la biomagnificación observada en medio marino.

METALES PESADOS Y NIVEL TRÓFICO

El mercurio es el único metal que consistentemente se biomagnifica a través de la cadena trófica (Monteiro et al., 1996), por la capacidad del

metilmercurio de ser asimilado eficientemente durante el metabolismo, y tener tasas específicas de eliminación muy bajas (Croteau et al., 2005). Con excepción del mercurio, hay muy poca evidencia sobre la biomagnificación de metales (Riisgard & Hansen, 1990; Reinfelder et al., 1998; Gray, 2002). Por ejemplo, Bargagli y colaboradores (1998), han estudiado concentraciones de Cd en las redes tróficas del Mediterráneo, y han encontrado que en los niveles tróficos altos, la concentración de Cd es menor que en los bajos.

RUTAS DE TRANSFERENCIA

Para evaluar la biomagnificación de los metales en la naturaleza, hay muy pocos reportes válidos en la literatura, pues como resaltan Reinfelder et al. (1998), Gray (2002), y Croteau et al., (2005), se compara con mucha frecuencia la concentración en todo el cuerpo de las presas, contra la concentración en un tejido específico del depredador, sin conocimiento de los procesos bioacumulativos, relaciones alimentarias, y estrato trófico (Bargagli et al., 1998). El estudio de la transferencia también está limitado por la dificultad tanto de discriminar la red trófica, como de definir la posición de un organismo en ella (Croteau et al., 2005).

MODELO DE LA RED TRÓFICA

La biomagnificación, *sensu* Connell (1989), se define como la transferencia de un compuesto químico desde el alimento hacia un organismo, resultando en una mayor concentración en el organismo que en la fuente (Gray, 2002), para compuestos que no forman parte de las rutas metabólicas. Para algunos autores, la biomagnificación es medida como el incremento en la concentración entre niveles tróficos, sin la restricción de ingresar como alimento. Esto lleva a otra definición de biomagnificación, *sensu* Rand y colaboradores (1995), donde no se limita la ruta de ingreso del contaminante al organismo que lo acumula, pudiéndose dar por absorción o por adsorción, desde el agua o desde el sedimento. De esta forma, la concentración del contaminante en el organismo será un balance entre la entrada, por cualquier medio, y la regulación que pueda hacer con él (Mackay & Fraser, 2000, Gray, 2002). Algunos estudios sugieren que el efecto de la posición trófica en la bioacumulación del metal pesado es débil y predominan las variaciones a nivel fisiológico (Bearhop et al., 2000), mientras que otros asignan mayor importancia a la posición trófica (Atwell et al., 1998; Bargagli et al., 1998).

Lo anterior hace que sea imprescindible contar primero con una buena representación de la red trófica del sistema en estudio, en este caso la Laguna de Sonso, para continuar con la construcción del modelo conceptual. Tarea que se concluirá con el análisis de isótopos estables.

Formulación matemática

El objetivo de la segunda etapa del análisis de sistemas es desarrollar un modelo cuantitativo del sistema de interés. Durante este proceso se trata de traducir el modelo conceptual (representado diagramática y verbalmente) a una serie de ecuaciones matemáticas que, en conjunto, forman el modelo cuantitativo (Grant et al., 2001). De acuerdo con Mackay & Fraser (2000), se usarán las definiciones más aceptadas para la cuantificación de bioconcentración, bioacumulación, biomagnificación y biodisponibilidad *sensu* Gobas & Morrison (2000):

- Bioconcentración, para peces constituye el ingreso del contaminante desde el agua circundante -absorción-, a través de las superficies respiratorias o de la piel. Su cuantificación requiere de bioensayos. El factor de bioconcentración, BCF, es la proporción entre la concentración en el animal y la concentración en el agua. La concentración en el agua puede ser la concentración química total, C_{WT} , o preferiblemente, la concentración del contaminante disuelto libre, C_{WD} , que es la forma biodisponible.
- Bioacumulación, considera todas las rutas de ingreso del contaminante hacia el organismo. Por lo que puede ser considerada como una combinación de bioconcentración e ingesta alimentaria. El factor de bioacumulación, BAF, es la proporción entre la concentración en el animal y la concentración en el agua, igual que el BCF.
- Biomagnificación, considera el aumento de la concentración del contaminante en un organismo relativo a la concentración en el organismo que le sirve de alimento. El factor de biomagnificación, BMF, es la proporción entre las dos concentraciones.
- Biodisponibilidad, es la cuantificación del contaminante que no ha sido secuestrado (absorbido o adsorbido) por materiales disueltos o en suspensión en el agua, como materia orgánica particulada, por ejemplo. Se calcula como $C_{WD}/C_{WT} = 1 / [(1 - v_s) + K_{sw} * v_s]$, donde v_s es la fracción volumétrica de sustancia secuestrante, y K_{sw} es el coeficiente de partición volumétrico del contaminante entre el secuestrante y el agua.

Parametrización - Calibración

El objetivo de la tercera etapa del análisis de sistemas consiste en determinar si el modelo es apropiado o no para cumplir con los objetivos. En la literatura comúnmente se usa el término “validación” del modelo, pero a menudo e incorrectamente, se tiende a destacar de sobremanera las comparaciones entre las predicciones del modelo y las observaciones del sistema real como el único criterio de validación. Dependiendo de los objetivos del modelo, se puede profundizar en la interpretación de las relaciones entre los componentes del modelo o en su capacidad predictiva. Frecuentemente será de interés evaluar cuán sensibles son las predicciones del modelo a aquellos aspectos que se representan con cierta incertidumbre (Grant et al., 2001).

Análisis de resultados - Uso del modelo

El objetivo de la etapa final del análisis de sistemas es responder las preguntas que fueron identificadas al comienzo del proyecto. Esto implica diseñar y simular con el modelo los mismos experimentos que se realizarían en el mundo real para responder las preguntas realizadas. También se analizan, interpretan y comunican los resultados de las simulaciones usando los mismos procedimientos generales que se usarían para analizar, interpretar y comunicar los resultados de un experimento realizado en el mundo real. Las cuatro etapas del análisis de sistemas se encuentran íntimamente interconectadas (Soetaert & Herman, 2009). En cualquiera de las etapas se puede encontrar que se han pasado por alto, o representado erróneamente, algunos de los componentes o procesos del sistema. En este caso se debe retornar a una etapa anterior, frecuentemente al desarrollo del modelo conceptual o al desarrollo del modelo cuantitativo (Mancera-Pineda et al., 2003). La identificación de estas incoherencias ayuda a comprender el sistema y es uno de los beneficios del proceso de desarrollar un modelo (Grant et al., 2001).

REFERENCIAS

- Anderson, O. R. J.; R. A. Phillips; R. A. McDonald; R. F. Shore; R. A. R. McGill & S. Bearhop (2009). Influence of trophic position and foraging range on mercury levels within a seabird community. *Marine Ecology Progress Series* 375:277-288.
- Andersson, K. & J. Azcárate (2005). Strategic Environmental Assessment. Pre-study of Sonso Lagoon, Colombia. MSc Thesis, TRITA-LWR, Royal Institute of Technology (KTH), Estocolmo. 143 p.
- Atwell L.; K. A. Hobson & H. E. Welch (1998). Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: Insights from stable nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1114-1121.
- Bargagli, R.; F. Monaci; J. C. Sanchez-Hernandez & D. Canteni. (1998). Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Marine Ecology Progress Series* 169:65-76.
- Bearhop, S.; R. A. Phillips; D. R. Thompson; S. Waldron & R. W. Furness. (2000). Variability in mercury concentrations of great skuas *Catharacta skua*: The influence of colony, diet and trophic status inferred from stable isotope signatures. *Marine Ecology Progress Series* 195:261-268.
- Cabana, G. & J. B. Rasmussen (1994). Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372:255-257.
- Çengel, Y. A. & M. A. Boles (2006). Termodinámica. 5a Ed. McGraw-Hill, México. 988 p.
- Christensen, N. L.; A. M. Bartuska; J. H. Brown; S. Carpenter; C. D'Antonio; R. Francis; J. F. Franklin; J. A. MacMahon; R. F. Noss; D. J. Parsons; C. H. Peter-

- son; M. G. Turner & R. G. Woodmansee. (1996). The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:665-691.
- Connell, D.W. (1989). Biomagnification by aquatic organisms: A proposal. *Chemosphere* 19:1573-1584.
- Croteau, M.-N.; S. N. Luoma & A. R. Stewart. (2005). Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography* 50:1511-1519.
- CVC-Asoyotoco. (2007). Plan de manejo ambiental integral, Humedal Laguna de Sonso, Municipio de Guadalajara de Buga. Informe técnico del convenio 136 de 2005. Santiago de Cali. 457 p.
- Forrester, J. W. (1961). *Industrial Dynamics*. MIT Press. Cambridge. 464 p.
- Gischler, C. (2005). Pathways of Heavy Metals and Implications for Stakeholders, Sonso Lagoon, Colombia. MSc Thesis, TRITA-LWR, Royal Institute of Technology (KTH), Estocolmo. 86 p.
- Gobas, F. A. P. C. & H. A. Morrison. (2000). Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. En: Boethling, R. S. & D. Mackay, (Eds.). *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 189-231.
- Grant, W. E.; S. L. Marín & E. K. Pedersen. (2001). *Ecología y Manejo de Recursos Naturales: Análisis de Sistemas y Simulación*. Editorial Agroamérica, Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). San José, Costa Rica. 340 p.
- Gray, J. S. (2002). Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* 45:46-52.
- Grumbine, R. E. (1997). Reflections on "What is Ecosystem Management?". *Conservation Biology* 11:41-47.
- Hannon, B. & M. Ruth (1994). *Dynamic Modeling*. Springer-Verlag, NY. 248 p.
- Hannon, B. & M. Ruth (2009). *Dynamic Modeling of Diseases and Pests*. Springer Science, NY. 290 p.
- ISEE Systems (2005). STELLA™ v8.1.4
- Janssen, M. A. (2001). An exploratory integrated model to assess management of lake eutrophication. *Ecological Modelling* 140:111-124.
- Jorgensen, S. E. (1999). State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecological Modelling* 120:75-96.
- Jorgensen, S. E. (2008). Overview of the model types available for development of ecological models. *Ecological Modelling* 215:3-9.
- Jorgensen, S. E. & G. Bendoricchio (2001). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Third edition. Elsevier, Amsterdam. 530 p.
- Kokko, H. (2007). *Modelling for Field Biologists and Other Interesting People*. Cambridge University Press, NY. 230 p.
- Konopka, A. K., (Ed.). (2007). *Systems Biology. Principles, Methods, and Concepts*. CRC Press. Boca Raton, FL. 244 p.

- Mackay, D. & A. Fraser. (2000). Bioaccumulation of persistent organic chemicals: Mechanisms and models. *Environmental Pollution* 110:375-391.
- Mancera-Pineda, J. E.; E. J. Peña Salamanca; R. Giraldo Henao & A. Santos Martínez. (2003). Introducción a la Modelación Ecológica, Principios y Aplicaciones. Cargraphics S. A., Bogotá. 112 p.
- Monteiro, L. R.; V. Costa; R. W. Furness & R. S. Santos. (1996). Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. *Marine Ecology Progress Series* 141:21-25.
- Ouyang, Y. (2008). Modeling the mechanisms for uptake and translocation of dioxane in a soil-plant ecosystem with STELLA. *Journal of Contaminant Hydrology* 95:17-29.
- Rand, G. M.; P. G. Wells & L. S. McCarthy. (1995). Introduction to aquatic ecology. En: Rand, G. M. (Ed.). *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Taylor and Francis, London, pp. 3-53.
- Reinfelder, J. R.; N. S. Fisher; S. N. Luoma; J. W. Nichols & W.-X. Wang (1998). Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. *The Science of the Total Environment* 219:117-135.
- Riisgard, H. U. & S. Hansen (1990). Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: Algal cells *Phaeodactylum tricoratum*, mussels *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. *Marine Ecology Progress Series*. 62:259-270.
- Smith, D. G. (2005). Review of the role of geographical information systems in strategic environmental assessment. Case study: Sonso Lagoon, Buga, Colombia. MSc Thesis, TRITA-LWR, Royal Institute of Technology (KTH), Estocolmo. 66 p.
- Soetaert, K. & P. M. J. Herman. (2009). A Practical Guide to Ecological Modeling. Using R as a Simulation Platform. Springer, Netherlands. 372 p.
- Voinov, A. (2008). Systems Science and Modeling for Ecological Economics. Elsevier, China. 416 p.
- Von Bertalanffy, L. (1968). General System Theory. George Braziller, New York. 295 p.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

SÍNTESIS

*Enrique Javier Peña Salamanca**

*María Isabel Arce Plata***

La Laguna de Sonso ha sido considerada como un patrimonio ecológico de la cuenca alta del río Cauca. Actualmente, es el último reducto de ecosistema lagunar asociado a este río y es un ecosistema estratégico de la zona, junto con el bosque seco tropical de la región plana del Valle geográfico de la cuenca del alto Cauca. Pese a los esfuerzos de conservación ambiental de este ecosistema, al ser declarado como zona de Reserva Natural, persisten aun muchos problemas ambientales relacionados con su dinámica hidrológica y del mantenimiento de las funciones ecológicas de este ecosistema.

De acuerdo con las características morfométricas, la Laguna de Sonso, es considerada un sistema tipo humedal, con conexión al río y con aportes de pulso hidrológico del cuerpo fluvial. Según la definición de Humedal (Secretaría de la Convención Ramsar, 2004), un humedal se define como cuerpos o superficies cubiertas de agua conocidas como marismas, pantanos, turberas sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de los seis metros. Cabe aclarar que, no existe una definición de humedal mundialmente aceptada y las que se manejan están condicionadas por los objetivos de las acciones a desarrollar, sin embargo la definición de acuerdo con la Convención Ramsar es comúnmente la más utilizada.

* PhD. Depto. de Biología, Universidad del Valle. enrique.pena@correounivalle.edu.co

** Depto. de Biología, Universidad del Valle. mi.arceplata@gmail.com

Sobre la diversidad biológica de la laguna, se conocen alrededor de 165 especies de aves, 24 anfibios y reptiles, 50 mamíferos, 31 especies de peces y 25 de flora arbórea, siendo así un refugio de flora y fauna. De las 55 aves acuáticas, 22 son migratorias (CVC-Asoyotoco, 2007). En cuanto a la parte social, la población asentada en la zona de estudio es aproximadamente de 7.253 habitantes en el año 2006, entre las cuales se encuentra Puerto Bertín que para este año, según el Plan de Manejo de la Laguna (CVC-Asoyotoco, 2007), contaba con 168 habitantes. Estos últimos, dependen económicamente en gran parte de la laguna, debido a que la principal actividad es la pesca, además de la extracción de arena, empleados en cultivos de caña de azúcar o algodón. El 67,92% de las personas que trabajan en Puerto Bertín desarrollan su actividad en la Laguna de Sonso o el río Cauca. Sin embargo, no existen condiciones apropiadas de vivienda ni sistemas de alcantarillado, además durante las inundaciones periódicas los habitantes pierden sus pertenencias y deben abandonar sus propiedades.

La historia ambiental de la laguna demuestra que los principales cambios ocurridos sobre la dinámica de la laguna (Tabla S1) han estado relacionados con modificaciones del flujo lagunar y su conexión con el río Cauca y quebradas o tributarios de la cuenca lagunar. Principalmente, estos cambios se han realizado para recuperación de tierras de cultivo y urbanización de la misma. La actividad agrícola de los alrededores ha promovido la acumulación de los metales pesados y otros elementos contaminantes relacionados con la actividad agrícola y pecuaria. Por otro lado, la laguna también se ha visto afectada por la introducción de ciertas especies exóticas en la zona, como la rana toro, la tilapia o la hormiga loca, lo cual es resultado de un manejo deficiente en relación con la regulación biológica del área.

La actividad minera, agricultura, vertidos domésticos o emanaciones gaseosas son las principales fuentes de acumulación de los metales pesados en la Laguna de Sonso. Estos elementos químicos, caracterizados por presentar una densidad relativamente alta y cierta toxicidad para el ser humano, también tienen efectos dañinos para la flora y fauna de la zona. Entre estos efectos se evidencian cambios en los modelos de crecimiento y desarrollo de las plantas y daños a nivel fisiológico, como actividad enzimática anormal, modificaciones químicas de la sangre, baja resistencia a organismos patógenos, modificaciones de conducta, trastornos alimenticios, histopatología y desequilibrio osmo-regulatorio.

Para el estudio realizado, los niveles de Cromo, Plomo y Mercurio en los sedimentos de la laguna estuvieron entre 26,9 - 65,9 mg*Kg⁻¹, 9,8 - 24,3 mg*Kg⁻¹ y 0,113 - 0,287 mg*Kg⁻¹, respectivamente. Por otro lado, para mediciones de estos metales en el buchón de agua, las raíces presentaron mayor concentración y variación en los valores, estando así, desde 5,14 - 16,20 mg/Kg de Cr; 0,255 - 1,89 mg/Kg de Pb y 0,069 - 0,466 mg/Kg de Hg. Para los tejidos animales, el cromo y plomo tuvieron una tendencia de acumulación

en las branquias de los peces y en la piel de rana toro; y una mayor acumulación de mercurio en el tejido hepático de todas las especies estudiadas. Sin embargo, los factores de transferencia determinados a partir de los niveles totales de metales en sedimentos fueron bajos, debido a los altos contenidos presentes en esta matriz en comparación con los de los organismos estudiados.

Tabla S1. Resumen de las problemáticas ambientales en la Laguna de Sonso

Problemática	Efectos y consecuencias
Recuperación de tierras y Cultivo de caña de azúcar	Construcción de una serie de diques marginales a lo largo del río Cauca con el fin de prevenir las inundaciones que convirtió miles de hectáreas de tierra inundada, en tierras de cultivo. Apropiación de espacios públicos y la expedición de títulos de propiedad
Construcción de la doble calzada de la carretera vía Cali-Buga-Mediacanoa	Impedimento del flujo hidráulico natural de la Laguna hacia el río Cauca durante la temporada de lluvias. Sedimentación, aumento en la temperatura, disminución del oxígeno disuelto, con consecuencias directas en la presencia de especies de flora y fauna.
Construcciones hidráulicas	Construcción de la Represa de Salvajina, interrumpiendo el ciclo natural del río, proceso natural que ayudaba a limpiar la Laguna de Sonso cada año. Incremento de sedimentación. 365,3 Ha menos de espejo de agua entre 1987 (745Ha) y 2001 (379,7Ha).
Especies introducidas	Rana toro (<i>Lithobates catesbianus</i>), la tilapia negra (<i>Oreochromis mossambicus</i>), la tilapia blanca (<i>Oreochromis niloticus</i>), la hormiga loca (<i>Paratrechina fulva</i>) y buchón de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>).
Calidad de agua	Mal manejo de aguas residuales de origen doméstico, relleno sanitario municipal de Navarro e industrias regionales.
Problemas sociales	Pérdidas por inundaciones periódicas. No existen condiciones apropiadas de vivienda ni sistemas de alcantarillado

La transformación del paisaje y de las dinámicas que se desarrollan en la Laguna de Sonso afectan directamente los servicios ambientales que la laguna brinda a la comunidad. La laguna ofrece diferentes tipos de recursos hidrobiológicos para alimentación, comercialización y la recreación (Tabla S2). Recientemente la comunidad se ha percatado del valor de los servicios que presta este ecosistema y se han realizado actividades en pro de la conservación de la Laguna de Sonso.

Tabla S2. Bienes y Servicios Ambientales de la Laguna de Sonso
(Modificado de CVC-Asoyotoco, 2007)

Bienes y Servicios Ambientales	
Recarga y descarga de acuíferos	Pesquerías
Retención de sedimentos tóxicos y nutrientes	Recursos forrajeros, forestales y agrícolas
Transporte acuático	Fuentes de agua
Soporte de cadenas tróficas	Investigación
Hábitat para vida silvestre	Valores Estéticos y Culturales
Recursos de vida silvestre	Potencial para ecoturismo

De acuerdo con las estadísticas que reporta el documento de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM) (2005), la Laguna de Sonso es un ejemplo más de la degradación de los servicios ambientales en los ecosistemas. Aproximadamente, el 60% de los servicios de los ecosistemas examinados en la EEM, están siendo degradados o se están utilizando de manera no sostenible; entre el 5 y el 25% del uso de agua dulce mundial sobrepasa los suministros accesibles a largo plazo y alrededor del 15 al 35% del agua utilizada para riego excedió las tasas de suministro. En los últimos 50 años, los seres humanos han transformado los ecosistemas más rápida y extensamente que en ningún otro período de tiempo comparable de la historia humana, en gran parte para resolver rápidamente las demandas crecientes de alimento, agua dulce, madera, fibra y combustible. Sin embargo, la contabilidad tradicional no incluye mediciones del agotamiento o la degradación de los recursos. Por lo tanto, el ser humano hace uso de los bienes y servicios de los ecosistemas y cuenta estos como beneficio positivo en el PIB, sin registrar la correspondiente disminución de los activos que se pierden con la degradación del ecosistema (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

Entre los servicios ambientales degradados que incluye la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005), se encuentran la pesca de captura, el suministro de agua, el tratamiento de desechos, la purificación del agua, la protección contra los riesgos naturales, la regulación de la erosión y el placer estético. Las acciones destinadas a aumentar la producción de alimentos normalmente suponen un aumento en el uso de agua y de fertilizantes, o el aumento de la superficie cultivada, esas mismas acciones a menudo deterioran otros servicios de los ecosistemas, entre los que se incluyen la reducción de la disponibilidad de agua para otros usos, la degradación de su calidad, la reducción de la biodiversidad y la disminución de la cubierta forestal (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

A través de los estudios realizados en los últimos años en la laguna, es necesario plantear un monitoreo desde nivel celular a nivel ecosistémico. En este trabajo se pretendió llevar este esquema, por lo que se realizaron es-

tudios desde biomarcadores celulares, caracterización biofísica y ecológica del ecosistema y se plantearon modelos de simulación con base en los sistemas dinámicos (Figura S1). Finalmente, se propone llevar a cabo una mayor participación comunitaria que permita plantear una agenda de trabajo con todos los actores que utilizan los servicios ambientales del ecosistema lagunar. De esta forma, se debe proponer el planteamiento de una construcción de sistemas de tratamiento de aguas residuales, planes de manejo para la actividad agrícola de los alrededores y programa de monitoreo para la implementación de plan de producción limpia para la caña. La apertura de la circulación natural de los caños permitirá una restauración del flujo hidráulico natural de la laguna y por ende el restablecimiento de su dinámica natural.



Figura S1. Protocolo metodológico de estudio

REFERENCIAS

Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) - Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los ríos Yotoco y Mediacanoa (Asoyotoco) (2007). Plan de manejo ambiental integral humedal laguna de Sonso, municipio de Guadalajara de Buga. Santiago de Cali. 440 p.

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005. Ecosistemas y bienestar humano: oportunidades y desafíos para los negocios y la industria. World Resources Institute, Washington, D. C.

Secretaría de la Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional - Ramsar (2004). Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), Tercera edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.

AUTORES

Adriana Vélez

Comunicadora Social y Periodista de la Universidad Autónoma de Occidente, Cali. Profesora de la Facultad de Comunicación y Periodismo de esa misma universidad. Actualmente se desempeña como asesora de los proyectos de tesis de los estudiantes de la Facultad de Comunicación Social y Periodismo. Sus áreas de trabajo están orientadas a los procesos de liderazgo y desarrollo social y ha trabajado en temas de relaciones sociales y productivas de comunidades de base en el Valle del Cauca.

adri.vesa@gmail.com

Alejandro Soto Duque

Químico, Universidad del Valle; especializado en Gestión Ambiental, Universidad Autónoma de Occidente (1997). Desde 1989 es docente de la Universidad Autónoma de Occidente, adscrito al Departamento de Ciencias Ambientales; ex Director del Programa de Administración del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales. Trabaja en temas de Química Ambiental, Contaminación Ambiental y Ecología Acuática. Su más reciente trabajo se focalizó en el estudio de la Mutagenicidad en las aguas del río Cauca, al paso por la zona urbana de Cali. Ha publicado diversos artículos en revistas nacionales e internacionales.

asoto@uao.edu.co

Angélica Varón López

Química de la Universidad del Valle. Miembro activa del grupo de investigación de Contaminación Ambiental por Metales y Plaguicidas (GICAMP) de la Universidad del Valle. En la actualidad se desempeña como

docente de Física y Química del Instituto Técnico Calima. Investigadora de “Evaluación del impacto ambiental de los retardantes de llama bromados en el sistema delta estuarino del río Magdalena en la Ciénaga Grande de Santa Marta”.

angevalo@hotmail.com

Apolinar Figueroa Casas

Biólogo de la Universidad del Cauca (Popayán, Colombia). Máster en Ecología de la Universidad Autónoma de Barcelona (1987) y Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Valencia, España (1998). Profesor de la Universidad del Cauca desde 1987, adscrito al Departamento de Biología, donde trabaja en temas de Ciclos Biogeoquímicos, Evaluación de Impacto Ambiental, Ecosistemología, Fragmentación Ecosistémica, Cambio Climático y Adaptación.

apolinar@unicauca.edu.co

Carlos Arturo Iregui Castro

Médico Veterinario de la Universidad Nacional de Colombia, con un Doctorado en Patología Veterinaria de la Escuela Superior de Medicina Animal de Hannover, República Federal de Alemania (1985). Desde 1980 es profesor de Patología Veterinaria de la Facultad de Medicina Veterinaria y de Zootecnia de la Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. Sus intereses investigativos de manera amplia se centran principalmente en problemas de patología y sanidad piscícolas, con énfasis en la búsqueda de soluciones de índole ecológico para el control de las enfermedades infecciosas, un enfoque similar se utiliza en la investigación de algunas enfermedades de la misma naturaleza en mamíferos. Es autor de aproximadamente 40 artículos científicos en revistas nacionales e internacionales, así como de dos libros en la misma área.

caireguic@unal.edu.co

Elizabeth Muñoz

Bióloga y Química (1979), Magíster en Ecología y Manejo de Recursos Bióticos, INIREB - México (1986). Especialista en: Gestión Ambiental (1997) y en Educación Virtual de la Universidad Autónoma de Occidente, Colombia. Candidata al doctorado (Ph.D) en Ciencias Naturales para el Desarrollo Sostenible (énfasis en Recursos Naturales) del Instituto Tecnológico, Unidad de posgrado, de la Universidad Nacional de Costa Rica y de la Universidad Nacional de México - UNAM. Profesora de tiempo completo de la Universidad Autónoma de Occidente, adscrita a la Facultad de Ciencias Básicas (Departamento de Ciencias Ambientales). Actualmente es coordinadora del Grupo de Investigaciones GEADES, donde trabaja en los temas de Ingeniería y medio ambiente, Gestión ambiental, Ecología

acuática y Química ambiental. Su más reciente trabajo se focaliza en el estudio de la ecología acuática, especialmente el realizado en la Laguna de Sonso.

emunoz@uao.edu.co

Enrique Javier Peña Salamanca

Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Carolina del Sur. USA. Especialista en Biología Vegetal de Criptógamas (algas) de la Universidad Mayor de San Marcos en Lima, Perú. Biólogo y Profesor de la Universidad del Valle y actualmente Director del Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales de la Universidad del Valle. Pertenece al Grupo de Investigación en Ecología de Estuarios y Manglares desde 1999 y en la actualidad dirige el Grupo de Biología Vegetal Aplicada, ambos adscritos al Departamento de Biología de la Universidad del Valle. Pertenece a la Sociedad Colombiana de Limnología y a la Asociación Latinoamericana de Ficología.

enrique.pena@correounivalle.edu.co

Francisco Javier Álvarez Vargas

Ingeniero Químico de la Universidad del Valle. Actualmente cursa Doctorado en Ciencias-Biología en la Universidad del Valle. Investigador del Grupo de Ecología de Estuarios y Manglares, del Departamento de Biología de la Universidad del Valle. Asistente de Docencia de los cursos Tópicos Avanzados de Ecología, y Sistemática. Participa en el componente SIG del curso Ecología de Estuarios y Manglares. Su interés principal es en pensamiento sistémico, y en análisis y modelado matemático y estadístico de procesos. Actualmente trabaja en redes tróficas, y en patrones de distribución de especies.

franciscoj.alvarezb@gmail.com

Gerardo Andrés Torres Rodríguez

Licenciado en Biología de la Universidad del Cauca, con Maestría en Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (1992). Especialista en Microscopía Electrónica de la Universidad Nacional de Costa Rica y con estudios de Doctorado en la Universidad del Valle. Desde hace 15 años desarrolla principalmente sus actividades de docencia e investigación en Biología Celular y Microscopía Electrónica; actualmente es el coordinador de la Unidad de Microscopía Electrónica de la Universidad del Cauca. Hoy su interés más amplio está en impulsar y difundir las diferentes técnicas de Microscopía en Colombia, como Vicepresidente de la Sociedad Colombiana en esta área.

gator@unicauca.edu.co

Guillermo León Vásquez Zapata

Biólogo, Universidad del Valle, Cali, Colombia. Profesor pensionado, Universidad del Cauca, Popayán, Colombia. Grupo de investigación en Recursos Hidrobiológicos Continentales, Universidad del Cauca. Grupo de investigación en Estuarios y Manglares, Universidad del Valle.

gvasquez@unicauca.edu.co

Gustavo Arencibia

Licenciado en Bioquímica de la Universidad de La Habana en 1980 y Magíster en Hidrobiología, del Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Cuba. Doctor del Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste (CIBNOR), Baja California Sur, México, en la temática de Contaminación Marina. Trabaja como investigador y jefe de proyecto en el Centro de Investigaciones Pesqueras (CIP) de Cuba y cuenta con más de 29 años de experiencia en los temas de investigaciones de ecotoxicología en la zona costera. Fundador del Grupo de Trabajo de Algas Nocivas del Caribe (ANCA, IOCARIBE), el cual pertenece al Programa HAB (Harmful Algae Bloom) de la IOC (Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO) y es vicepresidente de ANCA para el presente periodo.

garen04@gmail.com

Jaime Ricardo Cantera Kintz

Profesor Titular Emérito, Universidad del Valle, Cali, Colombia. Doctor de Estado (1991) y Tercer ciclo (1983) en Oceanología de Université d'Aix Marseille II, Francia, con postdoctorado en el Centro de Oceanología de Marsella, Francia. Biólogo de la Universidad del Valle (1977). Profesor de la Universidad del Valle adscrito al Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, donde trabaja actualmente en temas relacionados con la sistemática y ecología de comunidades marinas (principalmente manglares y costas rocosas) de agua dulce.

jaime.cantera@correounivalle.edu.co

Katherine Reinos Ortega

Comunicadora Social y Periodista de la Universidad Autónoma de Occidente, Cali. Joven investigadora de Colciencias de la Facultad de Comunicación y Periodismo de la Universidad Autónoma de Occidente, Cali. Su trabajo de tesis y área de investigación ha girado alrededor de los procesos de comunicación y participación comunitaria. Actualmente, está vinculada como investigadora al grupo de Comunicación para el Desarrollo, de la Universidad Autónoma de Occidente.

kreinosa@gmail.com

Luisa Marina Baena

Ingeniera Química con Especialización en Ingeniería Sanitaria y Ambiental y Maestría en Ingeniería de la Universidad del Valle. Especialización en Gerencia de Sistemas de Información del ICESI y Máster en Ingeniería de Puertos y Costas del CEDEX, Madrid, España. Trabajos en monitoreo y evaluación de la Calidad de los Recursos Hídricos en el Valle del Cauca y calidad de sedimentos en el río Cauca; Aplicación de Índices de Calidad y Eutroficación en corrientes superficiales; y Determinación de constantes bénticas en el río Cauca.

luisa-marina.baena@cvc.gov.co

María Isabel Arce Plata

Bióloga con énfasis en Ecología de la Universidad del Valle, Cali, Colombia. Su trabajo de grado fue acerca de la ecología trófica de aves frugívoras en un bosque húmedo montano bajo. Ha contribuido en el diseño y desarrollo de dos libros acerca de la fauna de la Universidad del Valle y de la Costa Pacífica. Su campo de trabajo gira alrededor de la ecología, ornitología, entomología, modelación y estadística aplicados a la biología.

mi.arceplata@gmail.com

Martha Lucía Palacios Peñaranda

Bióloga de la Universidad del Valle, con Maestría en Salud Pública de la Universidad de Carolina del Sur, USA. Desde el año 2000 es docente de la Universidad Autónoma de Occidente de Cali. Pertenece al Grupo de Investigación GEADES, adscrito a la Facultad de Ciencias Básicas, Programa de Administración Ambiental de la Universidad Autónoma de Occidente de Cali y en categoría de excelencia nivel A de Colciencias. Ha participado en varios proyectos nacionales e internacionales en el tema de Ecología de ambientes acuáticos, con especial énfasis en el uso de algas como bioindicadoras. Pertenece a la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas y a la Sociedad Colombiana de Limnología.

malupa1130@yahoo.com

Norberto Benítez

Químico y Máster en Ciencias-Química de la Universidad del Valle (Cali, Colombia), con Doctorado en Ciencias, de la Escuela Politécnica Federal de Lausanne (EPFL), de Suiza (1999). Desde el año 2001 es profesor de la Universidad del Valle, adscrito al Departamento de Química de la Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, donde trabaja en temas sobre Contaminación y remediación ambiental, tratamiento de aguas para reuso o bebida. El autor ha publicado diversos artículos en revistas nacionales e internacionales dentro de las que se destaca *Catalysis Today*,

Apply Catalysis, Water research, Chemosphere, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, Environmental Geochemistry and Health, International Journal of Environmental Health Research.

lubenite@univalle.edu.co

Norberto Capetillo Piñar

Licenciado en Biología de la Universidad de La Habana, en 1988, y Magíster en Biología Marina y Acuicultura con Mención en Ecología Marina, realizada en el Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de La Habana, Cuba. Trabaja como investigador y jefe de proyecto en el Centro de Investigaciones Pesqueras (CIP) de Cuba y cuenta con más de 22 años de experiencia en los temas de investigaciones de Ecología del Bentos, Estudios de Impacto Ambiental y Sistemática de Invertebrados (Briosos) Marinos. Pertenece a la International Bryozoology Association (IBA) desde el 2002 y al grupo de Expertos de la Comisión Nacional de Acuicultura de la Asociación Cubana de Producción Animal (ACPA) en el presente periodo.

norberto@cip.telemar.com

Pablo Emilio Flórez Brand

Biólogo de la Universidad del Valle (Cali, Colombia), con un Magíster en Recursos Hidrobiológicos Continentales de la Universidad del Cauca (1996). Desde 1980 es profesional de la CVC, primero en el Programa de Desarrollo Piscícola con sede en Guadalajara de Buga, posteriormente del Grupo de Hidrobiología de la Subdirección de Patrimonio Ambiental e inició los inventarios de los Recursos Hidrobiológicos presentes en los ríos y madrevejas del departamento del Valle del Cauca. En el año 2005 pasa a formar parte del Grupo de Biodiversidad de la Dirección Técnica Ambiental a trabajar temas de Humedales y formulación de Planes de Manejo Ambiental de estos ecosistemas. Su más reciente publicación fue como coautor del libro *Humedales del Valle Geográfico del río Cauca: Génesis, Biodiversidad y Conservación*.

pablo-emilio.florez@cvc.gov.co

Zuleyma Mosquera-Murillo

Bióloga de la Universidad Tecnológica del Chocó. Ha sido docente ocasional de esta misma institución en el programa de Biología con énfasis en Recursos Naturales por 3 años. Joven Investigador de Colciencias en el año 2007. Pertenece al grupo de Limnología de la Universidad Tecnológica del Chocó y al Grupo de Biología Vegetal Aplicada de la Universidad del Valle.

zummur@gmail.com



Programa ditorial

Ciudad Universitaria, Meléndez
Cali, Colombia

Teléfonos: (+57) 2 321 2227
321 2100 ext. 7687

<http://programaeditorial.univalle.edu.co>
programa.editorial@correounivalle.edu.co